



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE
MEXICO**

FACULTAD DE QUIMICA

**“DIGESTION ANAEROBIA DE LODOS
RESIDUALES EN UN REACTOR TIPO
LECHO DE LODOS”**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A
ATAHUALPA BARRIOS NUÑEZ



MEXICO, D.F.

2007



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO:

Presidente: RODOLFO TORRES BARRERA
Vocal: VICTOR MANUEL LUNA PABELLO
Secretario: ADALBERTO NOYOLA ROBLES
Primer Suplente: RODOLFO RUIZ TREJO
Segundo Suplente: ALFONSO DURAN MORENO

INSTITUTO DE INGENIERIA, UNAM Y PTAR CERRO DE LA ESTRELLA

Asesor: DR. ADALBERTO NOYOLA ROBLES
Supervisor técnico: ROBERTO BRIONES MENDEZ
Sustentante: ATAHUALPA BARRIOS NUÑEZ

DEDICATORIAS:

A Dios

Por su gracia soy lo que soy

A mis padres

Por todo su apoyo recibido, muchas GRACIAS

AGRADECIMIENTOS:

A la Universidad Nacional Autónoma de México

Por seguir siendo la mejor opción de superación para el pueblo

Al Instituto de Ingeniería

Por darme uno de sus proyectos para su desarrollo

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico, DGAPA proyecto IN-119303-3

Por proporcionar el financiamiento para este estudio y otorgarme una beca

Al Sistema de Aguas de la Ciudad de México

Por permitir el acceso a las instalaciones de la planta de tratamiento del Cerro de la Estrella

A los miembros del jurado

Adalberto Noyola Robles

Rodolfo Torres Barrera

Victor M. Luna Pabello

Por las aportaciones y tiempo dedicado para este trabajo

Al ingeniero Roberto Briones

Por su ayuda y asesoría

Agradezco a todo aquel que de alguna manera ayudo para desarrollar mi tesis y a cada uno de mis compañeros y amigos por regalarme su valioso tiempo.

ÍNDICE DEL DOCUMENTO

<i>CONTENIDO</i>	<i>PÁGINA</i>
LISTA DE FIGURAS.....	3
LISTA DE TABLAS.....	3
RESUMEN.....	4
OBJETIVOS.....	5
JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN.....	5
1. INTRODUCCIÓN.....	6
2. ANTECEDENTES.....	7
2.1 Lodos residuales.....	7
2.1.1 Clasificación.....	7
2.1.2 Características.....	7
2.1.3 Tratamiento.....	9
2.2 Digestión anaerobia.....	12
2.2.1 Estado del arte.....	13
2.2.2 Bioquímica de la digestión anaerobia.....	14
2.2.3 Microbiología de la digestión anaerobia.....	15
2.2.4 Factores ambientales que afectan a la digestión anaerobia.....	17
2.2.5 Formación de biomasa.....	19
2.3 Digestores anaerobios de lodos.....	20
2.3.1 Diseño de digestores anaerobios.....	22
2.3.2 Geometría de digestores anaerobios convencionales de lodos.....	23
2.3.3 Equipos de proceso.....	25
2.3.4 Producción y uso de biogás.....	29
3. METODOLOGÍA.....	30
3.1 Descripción del modelo.....	30
3.2 Operación del reactor.....	32
3.3 Parámetros de control y respuesta.....	34
3.3.1 Arranque.....	35
3.3.2 Operación estable.....	35
3.4 Metodología de muestreo y técnicas analíticas.....	36
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	37
4.1 Etapa de arranque.....	37
4.2 Etapa de operación estable.....	38

CONTENIDO	PÁGINA
4.2.1 Influyente.....	38
4.2.1.1 Sólidos suspendidos.....	38
4.2.1.2 Carga másica alimentada.....	40
4.2.1.3 Demanda química de oxígeno.....	40
4.2.2 Efluente (sobrenadante).....	41
4.2.2.1 Sólidos suspendidos.....	41
4.2.2.2 Alcalinidad y pH.....	43
4.2.2.3 Demanda química de oxígeno en el efluente.....	44
4.2.3 Lodos en el digestor.....	45
4.2.3.1 Sólidos suspendidos.....	45
4.2.3.2 Alcalinidad, AGV's y pH.....	47
4.2.3.3 Demanda química de oxígeno.....	48
4.2.3.4 Actividad metanógena.....	48
4.2.3.5 Índice volumétrico de lodos y velocidad de sedimentación.....	48
4.2.4 Balance de masa.....	50
4.2.5 Porcentaje de reducción de SST con base en concentraciones promedio....	52
4.2.6 Producción teórica de biogás.....	53
4.2.7 Contenido de patógenos en el influente, efluente y cama de lodos.....	53
4.2.7.1 Coliformes fecales.....	53
4.2.7.2 Salmonella.....	54
4.2.7.3 Huevos de helminto.....	54
5. CONCLUSIONES.....	55
6. BIBLIOGRAFÍA.....	56
ANEXOS.....	58
1.- MÉTODOS ANALÍTICOS NO NORMALIZADOS.....	58
2.- ANEXO FOTOGRÁFICO.....	59
3.- TABLAS DE RESULTADOS OBTENIDOS EN EL LABORATORIO.....	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 Diagrama del flujo de energía en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano (Gujer & Zehnder, 1983).....	16
Figura 2.2 Digestores anaerobios, a) tasa baja y b) tasa alta (Metcalf & Eddy, 1991).....	21
Figura 2.3 Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (Metcalf & Eddy, 1991)....	21
Figura 2.4 Geometría clásica (WEF, 1993).....	23
Figura 2.5 Geometría americana (WEF, 1993).....	24
Figura 2.6 Geometría europea (WEF, 1993).....	24
Figura 2.7 Geometría en forma de huevo (WEF, 1993).....	25
Figura 3.1 Vista en planta y principales dimensiones del digestor.....	30
Figura 3.2 Diagrama de un corte transversal del digestor (corte A-A').....	31
Figura 3.3 Diferentes vistas reales del reactor UASB, "Cerro de la Estrella".....	31
Figura 4.1 Comportamiento de la carga orgánica alimentada y de salida en la etapa de arranque del digestor no convencional.....	37
Figura 4.2 Concentración de sólidos suspendidos en el influente del digestor.....	39
Figura 4.3 Fracción volátil de los sólidos suspendidos en el influente alimentado al digestor....	39
Figura 4.4 Carga másica alimentada al digestor durante el periodo de operación.....	40
Figura 4.5 Demanda Química de Oxígeno y SST en el influente.....	41
Figura 4.6 Concentración de sólidos suspendidos en el efluente del digestor.....	42
Figura 4.7 Fracción volátil de los sólidos suspendidos en el efluente del digestor.....	42
Figura 4.8 Nata de lodo formada en la superficie del digestor durante los últimos días de operación.....	43
Figura 4.9 Relación (α) en el efluente del digestor.....	43
Figura 4.10 pH en el efluente del digestor.....	44
Figura 4.11 Demanda Química de Oxígeno y SST en el efluente del digestor.....	44
Figura 4.12 Concentración de sólidos suspendidos en los lodos contenidos en el digestor.....	45
Figura 4.13 Fracción volátil de los sólidos suspendidos de los lodos contenidos en el digestor	46
Figura 4.14 Perfil de velocidades ascendentes en el digestor.....	46
Figura 4.15 Relación de alcalinidades (α) en los lodos contenidos en el digestor.....	47
Figura 4.16 pH en los lodos contenidos en el digestor.....	48
Figura 4.17 Índice volumétrico de lodos contenidos en el digestor.....	49
Figura 4.18 Velocidad de sedimentación de los lodos contenidos en el digestor.....	49
Figura 4.19 Diagrama de flujo de sólidos suspendidos volátiles en el reactor UASB.....	50
Figura A.1. Cárcamo de llegada de lodos para su posterior alimentación y puerto de muestreo	59
Figura A.2. Vista lateral del reactor UASB, bombas de recirculación de efluente y puerto de muestreo.....	59
Figura A.3. Vista aérea del reactor UASB.....	60
Figura A.4. Sistema de intercambio de calor.....	60
Figura A.5. Configuración y tubería interna del reactor.....	61

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1 Tiempos de retención celular para el diseño de digestores de lodos completamente mezclados.....	22
Tabla. 2.2 Condiciones óptimas ambientales y de operación durante la digestión anaerobia de lodos de purga (Malina y Pohland, 1992).....	23
Tabla 3.1 Parámetros para el monitoreo y control del digestor anaerobio.....	36
Tabla 4.1 Resumen de diversos parámetros en el arranque.....	38
Tabla 4.2 Contenido promedio de coliformes fecales en influente, sobrenadante y lodos.....	53
Tabla 4.3 Contenido promedio de Salmonella en influente, sobrenadante y lodos.....	54
Tabla 4.4 Contenido promedio de Huevos de helminto en el influente y lodos.....	54

RESUMEN

En la actualidad, en el panorama nacional, se espera un aumento en la demanda de tecnologías de tratamiento de agua y lodos, en particular debido a la reciente entrada en vigor de la norma NOM-004-SEMARNAT-2002. En éste trabajo se investigó una nueva tecnología para la estabilización de lodos biológicos e inorgánicos producidos por el tratamiento de aguas residuales municipales, consistente en un digestor anaerobio mesofílico tipo lecho de lodos y flujo ascendente (UASB).

El digestor fue operado durante dos etapas, con 6 meses de operación total. La primera etapa fue de 4 meses para la estabilización del proceso y la segunda etapa, de 2 meses, se utilizó para su operación estable. El digestor piloto, con un volumen útil de 18 m³, fue operado a una temperatura de 30 a 35°C, con una carga másica promedio de 1.6 kgSSVm⁻³ por día, alimentada por lotes de 5 a 21 m³d⁻¹ de lodos predominantemente secundarios. Este trabajo fue desarrollado en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales ubicada en el Cerro de la Estrella y en los laboratorios de la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería de la UNAM.

Los resultados obtenidos al final de la operación del digestor, indican que la digestión anaerobia de lodos se lleva a cabo de manera parcial, de acuerdo a la fracción remanente de sólidos suspendidos volátiles obtenidos en los lodos contenidos en el digestor. Se logró establecer que el empleo de esta geometría permite prescindir de sistemas convencionales para el espesamiento de los lodos. El diseño propuesto puede resultar en una reducción tanto en la inversión inicial, como en los costos de un digestor a escala real, en comparación con las tecnologías existentes.

En relación con la norma para biosólidos NOM-004-SEMARNAT-2002, en particular en lo referente a patógenos y parásitos, no fue posible cumplir con ninguna de las 3 clases de biosólidos según lo especifica la Normativa, por lo que no se garantiza una calidad adecuada para el reuso de estos biosólido como mejoradores de suelos. Es necesario proseguir la investigación para resolver esta limitante del proceso, el cual debe ser capaz de producir biosólidos clase C.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar la factibilidad técnica de un reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente UASB a nivel prototipo, para el tratamiento de lodos de desecho de una planta de tratamiento de aguas residuales, en condiciones de mesofilia.

Objetivos particulares

- * Establecer las condiciones para el arranque adecuado del proceso, así como, garantizar una operación estable del proceso y evaluar su funcionamiento.
- * Determinar las características fisicoquímicas y microbiológicas de los lodos generados a partir de la digestión anaerobia en condiciones de mesofilia, para su posible reutilización como biosólidos.

JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

Tanto la disponibilidad como la calidad del agua dulce se han ido convirtiendo en un problema cada vez más preocupante debido principalmente a dos factores: el primero, el aumento demográfico y por consiguiente, el incremento de la demanda de agua para uso potable, agricultura, industria, etc. El segundo factor, estrechamente relacionado con el anterior, es la contaminación cada vez mayor de las aguas.

Este segundo factor tiene relación con el presente estudio, ya que a estas aguas contaminadas, al tratarlas generan subproductos, como los lodos, lo que hace que no sólo en una planta de tratamiento estén los equipos para tratar agua, sino adicionalmente se deben agregar equipos que traten el lodo.

En la actualidad, tanto en el panorama internacional como en el nacional, se espera un aumento en la demanda de tecnologías de tratamiento de agua y lodos. Estas deben ser económicas y confiables. En particular, en México, debido a la reciente entrada en vigor de la norma NOM-004-SEMARNAT-2002, habrá una demanda en el número de plantas de tratamiento de lodos.

En nuestro país se cuenta con poca experiencia en los procesos de tratamiento de lodos, aspecto asociado al hecho de que estos residuos peligrosos sean desechados al medio ambiente sin ningún tratamiento. La justificación de este trabajo va encaminada al tratamiento de lodos con sistemas más económicos, que alcancen adecuadas eficiencias en términos de reducción de la materia orgánica, reducción de microorganismos patógenos como los coliformes fecales, salmonella y huevos de helminto. Para ello se plantea un digestor anaerobio no convencional de tipo UASB, bajo condiciones mesofílicas.

1. INTRODUCCIÓN

En el tratamiento de las aguas residuales se produce lodo que, sin un adecuado tratamiento, constituye un riesgo importante para el ambiente y la salud pública, porque en ellos se concentran los contaminantes originalmente presentes en el agua residual.

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

Para reducir estos riesgos, entre las diversas opciones para la estabilización y digestión de lodos se encuentra la digestión anaerobia, proceso en el que diferentes grupos de microorganismos asimilan y degradan la materia orgánica. Este proceso a pesar de requerir una alta inversión inicial, ofrece ventajas para considerarla como una tecnología perdurable, debido a que la reducción y conversión de la materia orgánica se logra con limitadas necesidades de insumos, así como en costos de operación y mantenimiento relativamente bajos. Otra ventaja que presenta este tipo de proceso es la recuperación de energía, teniendo como productos finales principalmente metano, dióxido de carbono y materia celular; este subproducto "metano" puede ser aprovechado como combustible, y con ello satisfacer los requerimientos para la calefacción de los digestores, además de poder cubrir parcialmente otras necesidades energéticas en la planta de tratamiento. Por otra parte, la generación de biosólidos con características adecuadas para su reutilización como mejoradores de suelos facilita y abarata en gran medida su disposición final.

Para ello, el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México, con apoyo del Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACM), trabajó sobre un proyecto a escala piloto con el fin de desarrollar una tecnología para el tratamiento de estos subproductos de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Etapa que consistió en la construcción y equipamiento de un digestor anaerobio mesofílico de lecho de lodos y flujo ascendente a escala piloto, así como su operación por espacio de seis meses.

En este trabajo se presentan resultados del acondicionamiento del digestor, así como los resultados de la operación del mismo bajo dos condiciones de operación. Uno de los objetivos de este estudio fue definir si el digestor no convencional tiene la capacidad de llevar a cabo la digestión de los lodos generados en la planta de tratamiento de aguas residuales y poder cumplir con la NORMA OFICIAL MEXICANA-004-SEMARNAT, 2002. Las actividades se realizaron en la zona de pilotos de las instalaciones de la planta de tratamiento de aguas negras de Cerro de la Estrella.

2. ANTECEDENTES

Siempre en una sociedad se generan residuos, ya sean del tipo sólido, líquido o gas. La parte líquida como lo es un "agua residual" es básicamente el agua que se recolecta después de haber sido utilizada en una comunidad.

La mayoría de los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales genera grandes cantidades de productos de desecho, llamados 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 ha dado a dichas aguas.

2.1 LODOS RESIDUALES

2.1.1 Clasificación

Los lodos que se producen en las plantas de tratamiento de aguas residuales, son generados en distintas partes del tren de tratamiento y sus características van relacionadas con la operación o proceso que se empleó para el tratamiento de las mismas. Para llevar a cabo dicho tratamiento, existen procesos físicos, fisicoquímicos y biológicos; de acuerdo a estos se pueden clasificar a los lodos producidos de la siguiente manera.

Lodos primarios, se generan del proceso de sedimentación primaria (son principalmente, partículas fácilmente sedimentables de naturaleza orgánica e inorgánica), en promedio su porcentaje de sólidos es del 5%, son generalmente de color gris, grasientos y en la mayoría de los casos producen un olor extremadamente molesto (Winkler, 1994).

Lodos secundarios, se producen del proceso de sedimentación secundaria (son fundamentalmente células de microorganismos, es decir, biomasa).

Lodos combinados, son el producto de la mezcla de lodos primarios y secundarios.

Lodos fisicoquímicos, son el producto de la sedimentación de los sólidos suspendidos y materia coloidal del agua residual, durante la aplicación de las operaciones de coagulación y floculación por la adición de reactivos químicos.

2.1.2 Características

Entre las más importantes características se encuentran las siguientes:

Características físicas

a) Contenido de sólidos.- en el lodo se encuentran sólidos en cualquiera de sus formas, orgánica e inorgánica. El contenido de sólidos generalmente se expresa en g/L o por ciento de sólidos (peso/volumen). Por ejemplo, los lodos activados contienen menos del 1% (10 g/L) de materia sólida, el de los filtros percoladores de 0.5 a 2% de sólidos y los lodos del tratamiento primario hasta 5%. La proporción de materia orgánica en los sólidos de los lodos está entre 70 y 80% (Winkler, 1994).

b) Tamaño de partícula.- el tamaño de partícula en un lodo es altamente variable y es un factor que incide directamente en la facilidad para desaguar un lodo. Si las partículas tienen un tamaño entre 1 y 10 micras, el secado es más difícil.

c) Sedimentabilidad o velocidad de sedimentación.- la capacidad de sedimentación de un lodo 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. Los lodos, al tener normalmente una concentración elevada de sólidos, no sedimentan de manera discreta sino zonal, es decir, la sedimentación individual de las partículas se ve obstaculizada debido a la presencia de partículas colindantes.

d) 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 en cuatro formas distintas (Vesilind *et al.*, 1986):

Agua libre: Es el agua que 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 floculo: Es el agua atrapada en los flóculos formados y cuya liberación se logra al comprimirlos. Los métodos empleados para removerla son mecánicos como los filtros banda o prensa.

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 el agua 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.

e) Reología.- es importante para el estudio de los lodos su caracterización como fluido. Colin (1983) distingue cuatro categorías de lodo desde el punto de vista reológico, estos son lodos líquidos, lodos plásticos, lodos sólidos susceptibles de ser compactados y lodos con volumen constante.

Características químicas.- Las características químicas definen las opciones de tratamiento y en gran parte la disposición final del lodo. Se dividen en inorgánicas y orgánicas.

a) 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 no sólo en el ser humano sino también en especies animales y vegetales. Entre los de más relevancia encontramos al arsénico, al cadmio y al mercurio por mencionar algunos. Montalvo y Guerrero (2003), consideran que 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, disminuyendo el potencial energético de la cadena de transporte de electrones; destruyendo el metabolismo enzimático e inactivan a las enzimas al reaccionar los metales con los grupos HS- de los aminoácidos. Chiu-Yue Lin (1992), mencionan que los efectos

tóxicos causados por metales, son más fuertes en las bacterias metanógenas que en las acetógenas.

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

b) 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, y por fotodescomposición, que se da por la incidencia de la radiación solar en el lodo.

Características biológicas.- la característica biológica más importante en los lodos residuales es la presencia de microorganismos patógenos. Los lodos al ser el subproducto obligado del tratamiento de las aguas residuales, acarrean de ellas a 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 de las aguas residuales, la concentración de microorganismos es mucho mayor, variando en especies y densidad dependiendo de las condiciones de salud de la población y de las diferentes épocas del año.

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. Además los lodos contienen organismos como lo son los Huevos de helminto. Helminto es el término general para describir lombrices parásitas. Las dimensiones de los helmintos varían de 1 mm a varios metros de longitud, poseen órganos diferenciados y sus ciclos vitales comprenden la producción de huevos o larvas infecciosas. Los huevos, que es la forma en la cual se encuentran en el agua, tienen tamaños de 20 a 80 μm (Jiménez *et al.*, 2000), son resistentes a los cambios ambientales, muy persistentes y pueden sobrevivir a procesos de desinfección. Los parásitos helmínticos pueden ser transmitidos al ser humano a través de la ingestión de carne, productos agrícolas regados con agua contaminada, y por contacto con el suelo y heces fecales (Ingraham *et al.*, 1998).

2.1.3 Tratamiento

Los procesos utilizados para tratar el lodo cambian 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: pretratamiento, espesamiento, estabilización, acondicionamiento (incluyendo desinfección), deshidratación y secado.

Pretratamiento.- estos procesos tienen la finalidad tanto 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 & Eddy, 1996): Dilaceración, desarenado, mezclado y almacenamiento.

Espesamiento.- consiste principalmente en reducir el volumen del lodo a manipular, esto es, aumentando la concentración de los sólidos, a través de la eliminación de la fracción líquida. En esta etapa un pequeño incremento en la concentración de los sólidos nos lleva a una gran reducción en el volumen de agua de los lodos. El espesado se suele llevar 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.- es el proceso que se realiza para eliminar los olores desagradables, inhibir, reducir o eliminar el potencial de descomposición espontánea, reducir la presencia de patógenos, disminuir la posibilidad de atracción de vectores y transformar en la medida de lo posible a la materia orgánica en compuestos más simples y asimilables, esto último sobre todo si se le va a dar un uso agrícola al lodo. Los procesos de estabilización pueden dividirse en biológicos y químicos (Metcalf & Eddy, 1996 y WEF, 1993).

a) Estabilización biológica.- es la estabilización de los lodos mediante la transformación que se da a través de la acción de microorganismos, principalmente bacterias; hay tres tipos principales de procesos biológicos para la estabilización.

Digestión anaerobia. 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. En este proceso los microorganismos consumen su propio protoplasma para obtener la energía necesaria para llevar a cabo sus funciones.

Composteo: Es un proceso generalmente 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 tanto aerobia como anaerobia, en el composteo se necesita deshidratar el lodo, es decir, se requiere un porcentaje de sólidos entre 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 (Metcalf & Eddy, 1991; WEF, 1993). 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.

b) Estabilización Química.- se le adiciona al lodo compuestos químicos como la cal y el cloro. La estabilización con cloro se usa escasamente, mientras que la cal es ampliamente usada, siendo esta de bajo costo de inversión (Lue-Hing *et al.*, 1992).

La estabilización con cal consiste en añadir al lodo una dosis suficiente de cal (alrededor de 0.3 kg 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 pudre, 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 ácidos destinados al cultivo (Lue-Hing *et al.*, 1992).

Acondicionamiento.- se realiza para facilitar la concentración del lodo con la finalidad de realizar una buena deshidratación.

En el acondicionamiento químico, puede lograrse mediante iones inorgánicos polivalentes o polielectrolitos, 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; aunque también se puede aplicar la digestión aerobia termofílica en combinación con la digestión anaerobia para lograr este fin (digestión en dos fases) (Metcalf & Eddy, 1991).

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

Para evitar una posible contaminación debida a las lagunas de almacenamiento de lodos, estas deben contar con un buen diseño, especialmente en relación con la percolación y el desarrollo de malos olores.

Deshidratación.- es la sustracción física de suficiente cantidad de agua de los lodos para que adquiera características casi sólidas. El lodo se desea de esta manera por alguna o varias de las siguientes razones: Se reduce el costo de transporte al reducir el volumen y el peso del lodo, es más fácil de manipular que un lodo líquido, es necesario para procesos subsecuentes como incineración o composteo, se reduce el potencial de putrefacción en algunos casos y se reduce la producción 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.- es una 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%. Los lodos secos pueden aprovecharse como fertilizantes o acondicionadores del terreno, pero los costos de secado son elevados.

Reducción térmica (incineración).- es un proceso que se aplica principalmente a lodos deshidratados, y no es recomendable para lodos estabilizados, especialmente por digestión aerobia y anaerobia, ya que la estabilización por estos métodos reduce el contenido volátil de los lodos y por lo tanto aumenta las necesidades de combustible auxiliar. De acuerdo a Metcalf & Eddy (1991), las principales ventajas y desventajas que presenta el proceso de reducción térmica son las siguientes:

Ventajas

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

Desventajas

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

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

2.2 DIGESTIÓN ANAEROBIA

El proceso de digestión anaerobia se lleva a cabo en ambientes que se caracterizan por la ausencia total de oxígeno molecular, en donde se realizan una serie de procesos bioquímicos

complejos, a través de los cuales diversos grupos de microorganismos degradan la materia orgánica, generando como productos finales materia celular, metano y dióxido de carbono.

2.2.1 Estado del arte

La digestión anaerobia es el método más común de estabilización de lodo con producción simultánea de energía. El primero en tener conocimiento de que se producía un gas combustible que contenía metano fue Donald Cameron, que construyó el primer tanque séptico en la ciudad de Exeter, Inglaterra, en 1895, del que recogió y utilizó el gas para el alumbrado de los alrededores de la planta. En 1904 se instaló en Hampton, Inglaterra, el primer tanque de doble acción (sedimentación-digestión) al incorporar la sedimentación al tratamiento de lodos. Se conocía con el nombre de tanque hidrolítico de Travis y funcionó hasta 1936. Entre 1909 y 1912 se llevaron a cabo experimentos en una instalación similar denominada tanque biológico. Bajo un diseño semejante en 1940, Karl Imhoff patentó en Alemania un tanque de doble acción hoy día conocido como tanque Imhoff. Una de las primeras instalaciones que, en los Estados Unidos, empleó tanques de digestión separados, fue la planta de tratamiento de agua residual de Baltimore (Maryland). Se construyeron tres tanques de digestión rectangulares como parte de la planta original en 1911; más adelante, en 1914, se añadieron 16 tanques de digestión circulares y, posteriormente, se instaló un tanque rectangular en 1921.

En el periodo comprendido entre 1920 y 1935 se estudió ampliamente el proceso de digestión anaerobia, realizando mejoras considerables en los reactores, principalmente el calentamiento y el mezclado, logrando con esto mejores rendimientos. De hecho, los conceptos de digestión de alta y baja tasa son aplicables independientemente de que el proceso sea mesofílico o termofílico.

Al igual que otros procesos para la estabilización de lodos, la digestión anaerobia tiene ventajas y desventajas, entre las más comunes se encuentran las siguientes (Noyola 1998b):

Ventajas

- * Reducción de la masa y el volumen del lodo mediante su conversión a metano, dióxido de carbono y agua. Esta reducción se encuentra entre el 25 y 45% de los sólidos totales.
- * El biogás producido (metano y dióxido de carbono) es un gas combustible que convierte a la digestión anaerobia en un proceso productor neto de energía. Así, esta energía se utiliza para mantener el digestor a 35°C, además de que el exceso puede emplearse en producción de energía eléctrica para la planta de tratamiento de aguas. Mediante cogeneración, el biogás puede suministrar los requerimientos de calor del digestor y hasta el 60% de la energía eléctrica para los aireadores del sistema de lodos activados correspondiente.
- * Una vez digeridos los lodos, por su estabilidad y características fisicoquímicas, pueden ser aprovechados como mejoradores de suelos en una gran variedad de situaciones.

Desventajas

- * Costos de inversión inicial altos.
- * Tanques cubiertos, intercambiadores de calor y dispositivos para el manejo seguro del biogás son componentes necesarios en una planta de digestión de lodos.
- * Largos tiempos de retención hidráulica para mantener a las bacterias metanogénicas dentro del sistema, aunado a un menor factor de sobre diseño para aceptar sobrecargas orgánicas.
- * Características inadecuadas del sobrenadante, por lo que tiene que retornarse al inicio del proceso del tratamiento del agua, lo cual implica una carga adicional al sistema. Sus

principales contaminantes son materia orgánica suspendida y soluble, nitrógeno amoniacal, sulfuros, además de ausencia de oxígeno disuelto.

* En el caso particular de México, muy poca, prácticamente nula experiencia en el diseño, construcción y operación de digestores anaerobios para lodos de purga.

De hecho, debido al énfasis en la recuperación y conservación de la energía así como en la búsqueda de lograr un uso benéfico de los lodos de purga, la digestión anaerobia se mantiene como el proceso predominante para la estabilización de lodos" (Metcalf Eddy, 1991).

2.2.2 Bioquímica de la digestión anaerobia

El objetivo de la digestión anaerobia de lodos residuales es la degradación de la materia orgánica, dando lugar simultáneamente producción de energía, a través de biogás y la reducción de olores, de patógenos y de la masa de sólidos. La degradación de la materia orgánica se consigue transformándola en biomasa y compuestos inorgánicos en su mayoría volátiles: CO₂, NH₃, N₂ y H₂S, y CH₄ como compuesto orgánico gaseoso, todo esto en ausencia de oxígeno molecular. En la figura 2.1 se muestra la secuencia de la degradación del sustrato durante la digestión anaerobia propuesto por Gujer y Zehnder (1983).

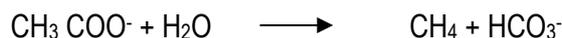
Generalmente las bacterias son incapaces de alimentarse de material orgánico particulado, por lo que las proteínas, carbohidratos y lípidos son hidrolizados por enzimas extracelulares a compuestos más simples y asimilables por las bacterias, como son azúcares, aminoácidos y ácidos grasos. Estos a su vez son utilizados como sustrato por organismos fermentadores (azúcares y aminoácidos) y por oxidadores anaerobios (ácidos grasos superiores). Los productos de estas reacciones son acetato, hidrógeno, biomasa y productos intermedios como el propionato y butirato.

Los productos intermedios, son degradados hasta acetato e hidrógeno por un grupo de bacterias llamadas bacterias acetogénicas productoras obligadas de hidrógeno (BAPH), las cuales deben existir en relación sintrófica con las metanogénicas que utilizan hidrógeno. El acetato como el hidrógeno son finalmente los verdaderos sustratos de las bacterias metanogénicas, las cuales se dividen en dos grupos tróficos:

Bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, que utilizan el hidrógeno producido por las BAPH para reducir el CO₂ en CH₄.



Bacterias metanogénicas acetoclásticas, que transforman el acetato en CH₄. Estas bacterias contribuyen con el 70% de la producción de metano en los digestores.



Según la Figura 2.1, seis son los procesos de conversión identificados en la digestión anaerobia:

- 1.- Hidrólisis de biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos)
- 2.- Fermentación de aminoácidos y azúcares
- 3.-Oxidación β - anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes

- 4.-Oxidación anaerobia de productos intermedios como ácidos volátiles (excepto acetato)
- 5.-Conversión de acetato a metano; metanogénesis acetoclástica
- 6.-Conversión de hidrógeno a metano; metanogénesis reductora

Es de importancia mencionar que el desarrollo del grupo bacteriano BAPH se puede inhibir por la presencia de presiones parciales elevadas de hidrógeno, definiéndose una relación sintrófica de dichos microorganismos con las bacterias metanogénicas hidrogenofílicas, que al ser consumidoras de hidrógeno mantienen las concentraciones de este gas a niveles adecuados para que la producción de acetato e hidrógeno se pueda realizar de manera adecuada (Noyola, 1998).

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

Además de los grupos bacterianos antes citados, existen también en los digestores anaerobios y en especial en presencia de sulfatos, un grupo bacteriano capaz de reducir en un medio anaerobio sulfatos a sulfuros. Estas bacterias, conocidas como sulfatorreductoras, utilizan sulfato como aceptor final de electrones. Aunque en general las sulfatorreductoras consumen ácido láctico y pirúvico para su desarrollo, pueden utilizar también ácido acético y así competir con las metanogénicas acetoclásticas. De estas dos reacciones, es termodinámicamente más favorable la sulfatorreducción. Por otro lado, también pueden reducir sulfatos, utilizando como donador de electrones el hidrógeno producido por las acidogénicas y entonces el H_2 no podrá ser utilizado por las metanobacterias hidrogenofílicas.

Esta reacción también está favorecida termodinámicamente para las sulfatorreductoras. Por lo anterior, en presencia de una elevada concentración de sulfatos, la metanogénesis puede ser desplazada (Noyola, 1998).

2.2.3 Microbiología de la digestión anaerobia

Dentro de la microbiología de la digestión anaerobia mesofílica es necesario hablar del grupo de microorganismos denominados Archaea.

En 1996, el trabajo conjunto de varios investigadores permitió la obtención de la secuencia completa de nucleótidos del cromosoma (lugar donde se encuentra la información genética) de *Methanococcus jannaschii*, metanogénico que vive a temperaturas cercanas a los 85 °C. Los resultados confirmaron una vieja hipótesis, antaño ridiculizada, según la cual, la vida está constituida por tres grandes líneas evolutivas, y no por las dos que consagraban los libros de texto.

Los archaea no lucen muy distintos de las bacterias cuando se observan al microscopio, pero presentan marcadas diferencias tanto bioquímicas como genéticas. Los archaea suelen habitar algunos de los ambientes más extremos del planeta, pueden vivir a temperaturas hasta de más

de 100 °C, en ambientes extremadamente alcalinos o ácidos o en ambientes extremadamente salinos.

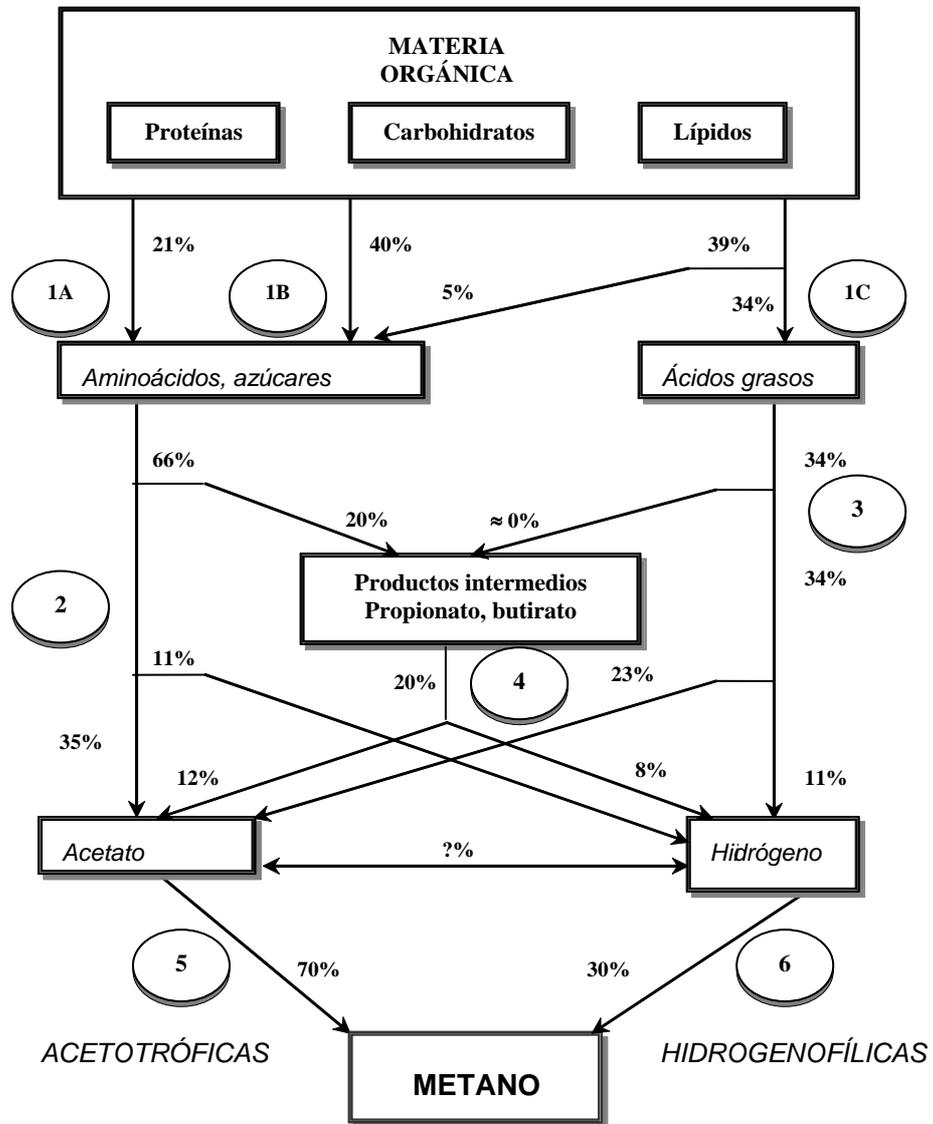


Figura 2.1 Diagrama del flujo de energía en la digestión anaerobia de la materia orgánica particulada a metano (Gujer & Zehnder, 1983).

Las diferencias más destacadas entre las bacterias y los archaea son (Koga *et al.*, 1993 y Madigan y Marrs, 1997):

1. Sus lípidos de membrana están constituidos por enlaces éter de fitanol y bifitanol con glicerol en vez de enlaces éster de ácidos grasos con el glicerol.

2. Presentan pseudopéptidoglicanos en su pared celular o simplemente no cuentan con pared celular.
3. Presentan enzimas únicas como algunas que utilizan los metanogénicos.
4. Desde el punto de vista metabólico, son los únicos capaces de generar metano.
5. El aminoácido iniciador en la síntesis de proteínas es la metionina en vez de la formilmetionina.

Los metanogénicos son, dentro de los archaea, los únicos que se pueden considerar como cosmopolitas, ya que pueden encontrarse casi en cualquier hábitat, desde agua fresca, sedimentos marinos y tractos intestinales animales hasta digestores anaerobios. Se pueden encontrar representantes tanto mesófilicos como termo e hipertermofílicos. La única restricción para los metanogénicos es la anaerobiosis total.

2.2.4 Factores ambientales que afectan la digestión anaerobia

Para la formación de biomasa anaerobia, los microorganismos involucrados en la digestión anaerobia requieren de factores ambientales óptimos que les permitan un buen crecimiento y por consiguiente una mayor eficiencia en la remoción de materia orgánica y en la producción de biogás. La adecuada aplicación de estos factores permitirá evitar cualquier falla en el proceso y su monitoreo ayudará a tomar medidas correctivas necesarias cuando así se requiera. Los principales factores ambientales que afectan a la digestión anaerobia, además de la ausencia de oxígeno son: la temperatura, el pH, la alcalinidad, y los nutrientes.

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

La temperatura define a las especies predominantes de organismos anaerobios, siendo estas las termófilas (50-65 °C), mesófilas (20-40 °C) y psicrófilas (menor a 20 °C). La temperatura óptima de crecimiento para los microorganismos anaerobios en intervalo mesofílico es de 37 °C y en el termofílico varía entre los 55 y 60 °C (Malina y Pohland, 1992)

pH.- Análogamente a la temperatura, el pH en los reactores anaerobios, y en general en cualquier proceso biológico, ejerce una gran influencia sobre la actividad de los microorganismos. La digestión anaerobia se puede llevar a cabo dentro de un intervalo de pH comprendido entre 6.2 y 7.8, siendo el óptimo entre 7.0 y 7.2. Fuera de este rango señalado como óptimo, el proceso puede continuar aunque en forma menos eficiente. A un pH de 6.2, las bacterias metanogénicas son afectadas severamente (Noyola, 1998) y a niveles de pH alcalinos, se afecta principalmente a las bacterias metanogénicas acetoclásticas (Malina y Pohland, 1992).

En igual forma que en la temperatura, las modificaciones en el pH afectan de manera más significativa a los microorganismos metanogénicos.

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

Alcalinidad.- el control del pH en un reactor anaerobio se lleva a cabo mediante la capacidad amortiguadora de la alcalinidad producida por las reacciones que ocurren durante los procesos de degradación de la materia orgánica, fundamentalmente de la metanogénica acetoclástica. Debido a que las bacterias acidogénicas tienen una mayor actividad que las bacterias metanogénicas, ante sobrecargas orgánicas son capaces de provocar la acidificación del reactor, lo que puede evitarse manteniendo en el digestor una óptima capacidad amortiguadora (buffer). Mientras la digestión anaerobia se lleve a cabo con normalidad, la alcalinidad varía entre 1000 y 5000 mg CaCO₃/L (Malina y Pohland, 1992). Con valores de operación típicos de pH (alrededor de 7) en un reactor anaerobio, el sistema buffer presente es el formado por el ión bicarbonato y el ácido carbónico en solución. Sin embargo, al valorar la capacidad reguladora del bicarbonato, se tiene que a pH bajos (hasta 4.3), no se obtienen valores de alcalinidades útiles para controlar la operación de un reactor, ya que se llega a valorar parte de los AGV's presentes en solución en forma disociada, cuyos pKa están comprendidos entre 4.56 y 4.67 (Jenkins *et al.*, 1991). Es por ello que se ha propuesto medir la alcalinidad utilizable en las condiciones de operación del reactor; la más aceptada es la propuesta por Jenkins *et al.*, (1983) en la cual hay una titulación intermedia a un pH superior a 4.3, típicamente 5.75.

Cuando el sistema no contiene suficiente alcalinidad, el pH del sistema puede controlarse mediante la adición de materiales alcalinos, sin embargo, se debe tener cuidado con el uso de agentes químicos ya que pueden causar efectos colaterales adversos como por ejemplo la cal, que es uno de los álcalis más baratos, puede precipitarse como carbonato de calcio causando serios problemas de acumulación de sólidos o el ión sodio que, a determinadas concentraciones, resulta tóxico.

Un criterio para verificar si la carga orgánica suministrada al digestor es adecuada para el proceso anaerobio, es la relación alfa (α), que es la alcalinidad debida a los bicarbonatos entre la alcalinidad total; la primera se calcula mediante un procedimiento de titulación de una muestra de lodo, midiendo su consumo de ácido (H₂SO₄ 0.2 N) hasta un pH de 5.75 y la segunda, midiendo el volumen total del mismo ácido hasta un pH de 4.3 (Jenkins *et al.*, 1983); la cual se puede calcular con la siguiente expresión:

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

Donde:

$Alc(HCO_3^-)_{5.75}$ = Alcalinidad debida a los bicarbonatos, obtenida a partir de la titulación de la muestra con H₂SO₄ hasta un pH de 5.75 (mg CaCO₃/L)

$\text{Alc}(\text{total})_{4,30}$ = Alcalinidad total, obtenida de la titulación de la muestra con H_2SO_4 hasta un pH de 4.3 (mg CaCO_3/L)

El valor de α durante el arranque deberá mantenerse arriba de 0.5. Un valor superior a 0.7 muestra una operación estable, pudiéndose incrementar la carga del reactor anaerobio (Noyola, 1994). La relación α con valores superiores a 0.5, indica que existe un equilibrio entre los bicarbonatos, producidos por la descarboxilación del acetato durante la producción de metano por las bacterias metanogénicas acetoclásticas, y de los ácidos grasos volátiles, producidos durante la etapa de acidogénesis del proceso de digestión anaerobia.

Valores de α inferiores a 0.5 son debidos a la acumulación de AGV's, lo que indica que el sistema no tiene la capacidad para consumir la cantidad de sustrato que a él ingresa, debido a que la velocidad de consumo de sustrato de las bacterias fermentativas es mayor que la de las bacterias metanogénicas, consumidoras de AGV's. Para digestores anaerobios de lodos, estos valores son normalmente inferiores a 0.1 a 0.2 unidades.

Con base en lo anterior, el valor de α puede emplearse para indicar la frecuencia del incremento de carga durante un arranque, así como una adecuada alarma si el reactor está siendo sobrecargado (Noyola, 1994).

Nutrientes.- En el proceso de digestión anaerobia como en cualquier otro proceso biológico, se necesita además de una fuente de carbono, nutrientes inorgánicos esenciales para el adecuado crecimiento de los microorganismos, así como para incrementar la actividad específica de utilización del sustrato. La ausencia o limitación de estos nutrientes es por lo tanto un factor limitante para el proceso. Montalvo y Guerrero (2003), consideran que los nutrientes (macronutrientes) más importantes en procesos anaerobios son el nitrógeno, el fósforo, el potasio y el azufre. Para que un reactor opere de manera adecuada se debe cuidar que los nutrientes se encuentren en ciertas proporciones; comúnmente se ha recomendado una relación DQO:N:P:S de 400:5:1:0.2 (Noyola, 1998 b).

2.2.5 Formación de biomasa

En cuanto a la variación de la masa de microorganismos con respecto al tiempo, se tienen cuatro fases bien definidas en todo proceso biológico:

Fase de aclimatación: La duración de esta fase es básicamente el tiempo que las bacterias requieren para adaptarse a un ambiente.

Fase de crecimiento logarítmico: En esta fase siempre hay un exceso de sustrato, de este modo el ritmo de crecimiento y del metabolismo de los microorganismos dependerá de la habilidad que tengan para degradar el sustrato.

Fase de decaimiento: El ritmo de crecimiento de los microorganismos disminuye debido a la limitación de alimento.

Fase endógena: Ante la escasez de sustrato exógeno, los microorganismos se ven forzados a consumir sus reservas sin reemplazo. Esta fase se caracteriza por una notable disminución en la reproducción de bacterias, debido a que el sustrato disponible solo es suficiente para cumplir con funciones catabólicas, sin que se lleven a cabo las anabólicas o de biosíntesis.

En procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales, como en algunas variaciones del sistema de lodos activados, se manejan cargas orgánicas que tienden a ubicar la biosíntesis del sistema en esta última fase, lo que conduce a una menor producción de lodos en el tratamiento de aguas residuales; para el caso de la estabilización de lodos a partir de la digestión de los mismos, se busca dar tiempos de residencia celular (TRC) tales que se agoten por completo las fuentes de sustrato exógeno y entonces propiciar la fase endógena de crecimiento en los microorganismos, y con ello la eliminación de materia orgánica.

2.3 DIGESTORES ANAEROBIOS DE LODOS

La digestión anaerobia, tanto mesofílica como termofílica, ha probado estabilizar satisfactoriamente muchos tipos de lodos residuales. La tecnología empleada actualmente para el tratamiento de los lodos residuales, tiene alrededor de 40 años. Los digestores son generalmente cilíndricos, con diámetros no mayores a 35 metros, su profundidad varía entre 6 y 14 metros, o inclusive más en los diseños modernos y el fondo tiene comúnmente una pendiente del 25 %.

Los digestores anaerobios de lodos los podemos agrupar en dos tipos: digestores de baja tasa y digestores de alta tasa.

Digestores de baja tasa .- Llamados también digestores convencionales, son aquellos en los cuales el proceso se lleva a cabo en un tanque sin calentamiento ni mezclado, lo que lleva a la estratificación del contenido del reactor, propiciando que la actividad biológica se desarrolle sólo en aproximadamente el 50% del volumen (Figura 2.2 a). Su aplicación es principalmente en plantas pequeñas. Una mejora en el funcionamiento de este tipo de reactores consiste en la introducción de mezclado, lo que permite una mayor carga de alimentación, al favorecer la transferencia de masa en el digestor y emplear todo el volumen del líquido en la reacción. En estos digestores, los tiempos de retención hidráulica (TRH) son de 30 a 90 días, con cargas recomendadas entre 0.5 y 1.0 kg SSV/m³*d. Para digestores convencionales con mezclado, las cargas son de 1.0 a 1.6 kg SSV/m³*d (Noyola, 1998 b).

Digestores de alta tasa.- Para este tipo de digestores se aplica un mezclado al medio de reacción, ya sea mediante agitación mecánica, por la recirculación de gas ó de líquido, o una combinación de ambos (Figura 2.2 b). Esta variante cuenta con un sistema de calentamiento que lleva la temperatura a rangos mesofílicos o termofílicos. Estos digestores son adecuados para altas concentraciones de material particulado, como los lodos, ya que se disminuyen los problemas de taponamiento, aunque el material particulado se puede sedimentar y acumular, produciendo volúmenes muertos. Sus desventajas son principalmente que requiere de un alto tiempo de retención hidráulica (TRH) y la mezcla puede ser difícil. Estos digestores frecuentemente se unen a otro tanque del mismo volumen, pero sin agitación ni calentamiento con objeto de separar los lodos digeridos evacuados en el efluente del primer reactor. En los digestores de alta tasa, mesofílicos, las cargas van de 1.6 a 3.2 kg SSV/m³*d, con TRH de 10 a 20 días (Noyola, 1998 b).

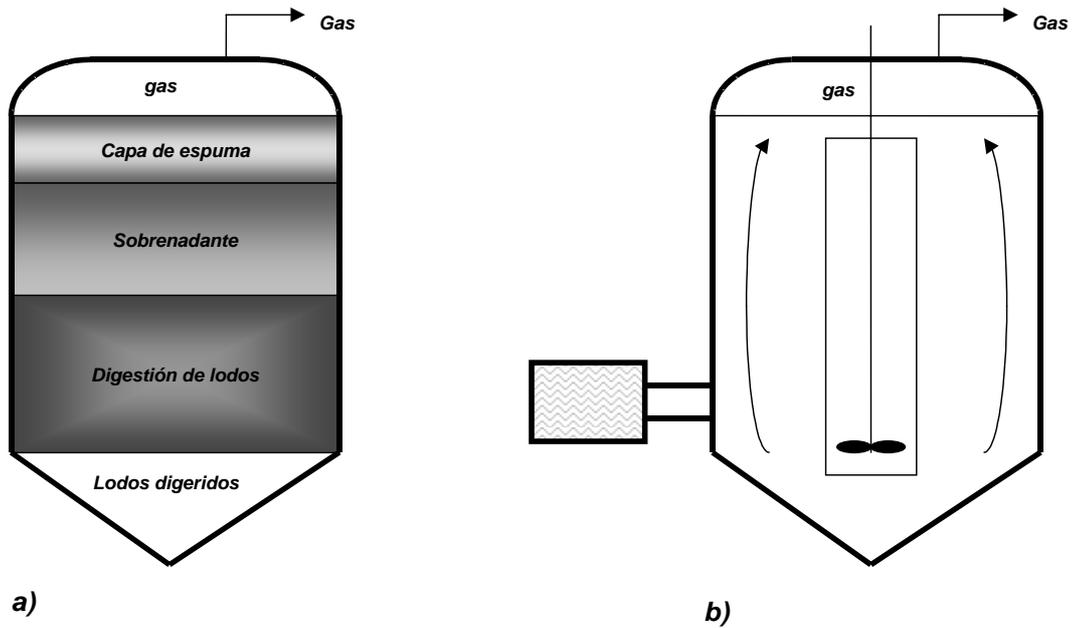


Figura 2.2 Digestores anaerobios, a) tasa baja y b) tasa alta (Metcalf & Eddy, 1991)

En el reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB) mostrado en la figura 2.3, comúnmente empleado para el tratamiento de aguas residuales, el influente es introducido de manera ascendente atravesando un lecho de lodos (biomasa). El tratamiento se lleva a cabo cuando el influente del reactor entra en contacto con el lecho de lodos (lodo granular o floculento). El biogás producido, genera una expansión de la cama de lodos que contribuye a la mezcla constante de la biomasa. El gas liberado es almacenado en una cámara especialmente diseñada o quemado en la atmósfera.

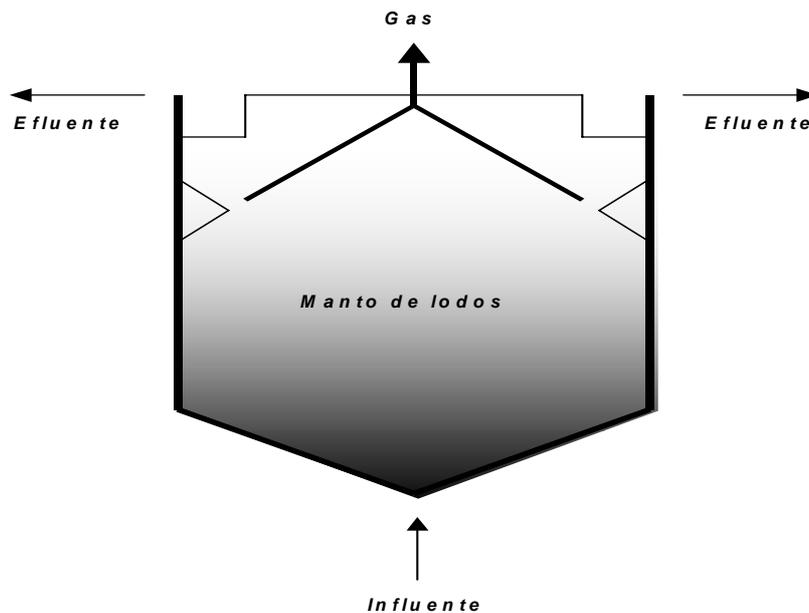


Figura 2.3 Reactor anaerobio de flujo ascendente y lecho de lodos (Metcalf & Eddy, 1991)

2.3.1 Diseño de digestores anaerobios.- para el diseño de digestores de lodos se utilizan generalmente métodos empíricos, empleando como parámetro de diseño el tiempo de retención celular o la carga orgánica. Debido a que en un reactor completamente mezclado el tiempo de retención celular es igual al tiempo de retención hidráulico ($\theta_H = \theta_c$), el volumen de un digestor de alta tasa puede ser calculado con la siguiente fórmula:

$$V = Q * \theta_c$$

En donde:

V = volumen del reactor (m³)

Q = gasto (m³/d)

θ_c = tiempo de retención celular (d)

Los valores recomendados para θ_c se muestran en la Tabla 2.1

Tabla 2.1 Tiempos de retención celular para el diseño de digestores de lodos completamente mezclados (Metcalf & Eddy, 1991).

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

Para el diseño con base en la carga orgánica, se acostumbra utilizar la carga orgánica volumétrica (kg SSV/m³*d), la cual para digestores de baja tasa tiene un valor de 0.5 a 1.0, en caso de no haber mezcla, y en caso de haberla de 1.0 a 1.6; para digestores de alta tasa este valor será de 1.6 a 3.2

El TRH debe ser siempre considerado para evitar el lavado de los microorganismos activos.

En la operación de digestores anaerobios, se deben tomar en cuenta distintas condiciones ambientales y de operación (Tabla 2.2), para obtener la máxima producción de metano durante la digestión anaerobia de lodos de purga.

Tabla. 2.2 Condiciones óptimas ambientales y de operación durante la digestión anaerobia de lodos de purga (Malina y Pohland, 1992).

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

* Noyola, 1998, lecturas con electrodo de AgCl

2.3.2 Geometrías de digestores anaerobios convencionales de lodos

La geometría en un digestor de lodos es un factor importante, debido a que influye de manera directa en el mezclado, ya que si éste es deficiente propiciará la generación de zonas muertas y la acumulación de sólidos en las paredes del digestor.

Las geometrías convencionales más utilizadas para digestores anaerobios de lodos son la geometría clásica, americana, europea y en forma de huevo.

La geometría clásica, mostrada en la figura 2.4, consiste de un cilindro (diámetro: altura=1) y pendientes en la parte superior e inferior. La pendiente de las paredes de la parte superior son de 0.6 a 1.0, mientras que para el de la parte inferior las paredes tienen una pendiente de 1.0 a 1.7. Esta geometría favorece el mezclado y homogenización de los lodos.

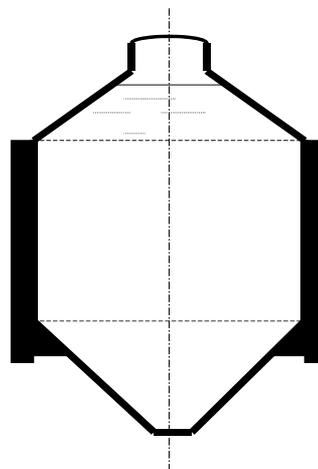


Figura 2.4 Geometría clásica (WEF, 1993)

La geometría americana, mostrada en la figura 2.5, tiene en la parte superior una cubierta, frecuentemente flotante, para la captación de biogás y el fondo del digestor tiene una pendiente muy ligera. 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.

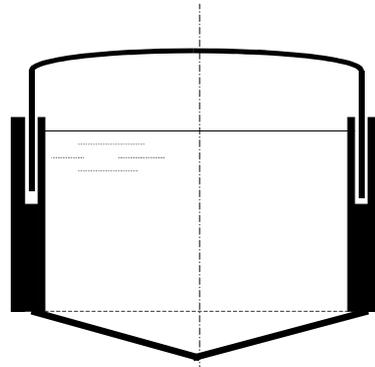


Figura 2.5 Geometría americana (WEF, 1993)

La geometría europea, mostrada en la figura 2.6, consiste de un cilindro con una relación 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 elección de los equipos de mezcla.

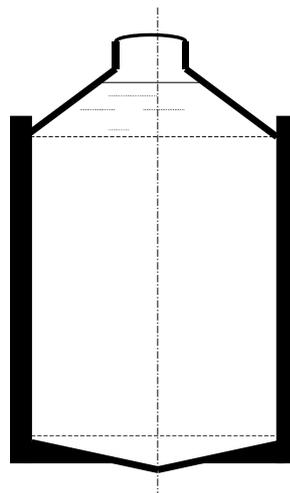


Figura 2.6 Geometría europea (WEF, 1993)

La geometría en forma de huevo (egg-shaped reactors), mostrado en la figura 2.7, es recientemente el más usado en Europa. Es una evolución de la geometría europea, la cual fue posible por los avances en los procedimientos constructivos con concreto. Esta geometría presenta condiciones óptimas para la circulación de los lodos, por lo que mejora el mezclado y evita la acumulación de sólidos, lo que abarata y simplifica su operación.

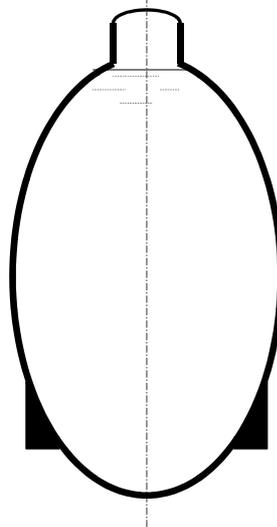


Figura 2.7 Geometría en forma de huevo (WEF, 1993)

2.3.3 Equipos de proceso

Con el propósito de permitir una operación confiable y segura, el equipamiento de un digestor anaerobio de lodos debe contar básicamente con los siguientes elementos (Noyola, 1998):

Rejillas: en la corriente de lodos primarios pueden estar contenidos materiales (plásticos, trapos, fibras, cabellos) que pueden perjudicar la operación adecuada de los diversos equipos de un sistema de digestión de lodos. Estos materiales pueden bloquear tuberías y bombas, así como aglomerarse debido a la mezcla del digestor, y taponar salidas de lodo o gas. Adicionalmente, si el desarenador de la planta no opera adecuadamente, se tendrán arenas y material fino y denso, los cuales provocan el azolvamiento de los digestores. Las rejillas se colocan antes o después del espesador. El espaciamiento entre barras es típicamente de 12 mm.

Sistema de mezclado: el mezclado es requerido en los digestores de alta tasa con objeto de homogeneizar su contenido, evitando zonas muertas, natas y gradientes inadecuados de temperatura. Los métodos convencionales para lograrlo son la recirculación de biogás comprimido y la mezcla mecánica.

La recirculación de biogás se lleva a cabo por medio de un compresor, con el que el biogás es introducido en el digestor para provocar el mezclado de los lodos en digestión. Existen cuatro tipos de dispositivos para ello; inyectores secuenciales, difusores montados sobre el fondo, tubo de tiro (air-lift) y cañón de burbuja.

La cantidad de gas requerido para mezclar un reactor varía con el volumen de lodo a digerir, el contenido de sólidos volátiles y del diámetro del tanque. Para digestores con diámetros entre 6 y 9 m de diámetro, se emplean de 3 a 4 puntos de descarga liberando de 5 a 9 Lmin⁻¹ de biogás

por cada metro cúbico de lodos a digerir. De igual manera, para digestores con diámetros entre 30 y 35 m de diámetro, se emplean de 6 a 8 puntos de descarga liberando de 0.66 a 1 Lmin⁻¹ de biogás por cada metro cúbico de lodos a digerir (Malina, 1992).

La mezcla mecánica se lleva a cabo por medio de agitadores tipo propela, situados frecuentemente dentro de un tubo y accionados por un motor fijo sobre la cubierta del digestor. La eficiencia en la operación de este tipo de equipos se puede ver afectada por la acumulación de fibras, cabellos o trapos en las aspas de la propela.

Sistema de manejo de biogás: la selección del sistema de captación y conducción de biogás debe impedir que se formen mezclas explosivas al entrar en contacto con el oxígeno del aire. La mezcla explosiva se da al combinar 1 volumen de biogás con 5 a 15 volúmenes de aire.

El diseño debe considerar la retención y remoción periódica de condensados. El biogás, tal como sale del digestor, se encuentra saturado de humedad y con una temperatura de alrededor de 35 °C (en digestores de alta tasa). En las líneas de tubería, el biogás se enfría y la humedad se condensa, lo cual puede provocar taponamientos. Para evitarlo se deben instalar trampas de condensados y dar una pendiente adecuada a las tuberías (1% como mínimo). Además el flujo de biogás debe limitarse a una velocidad de 4 ms⁻¹, con objeto de no arrastrar los condensados.

Otro aspecto importante a considerar en el diseño del sistema de conducción del biogás es la presión. Los digestores operan a bajas presiones, 0.3 a 0.4 kgm⁻² medidos en la fase gaseosa del digestor, por lo que cualquier taponamiento o restricción al flujo puede provocar un mal funcionamiento del sistema.

Con las consideraciones generales, los equipos y accesorios que se emplean para una correcta recolección y conducción de biogás son:

Arrestaflamas.

Válvula contra presión y vacío.

Válvulas check.

Trampa de condensados.

Reguladores de presión.

Manómetros.

Antorcha.

Los arrestaflamas son equipos que frenan la eventual propagación de la flama al interior de la tubería. Con ello se evita que en caso de existir una mezcla explosiva dentro del digestor, una flama pueda llegar a su interior. Se recomienda ubicarlo en las válvulas contra presión y vacío sobre la cubierta del digestor, y en la línea previa al dispositivo de flama (a menos de 9 metros), ya sea una caldera, motor de combustión interna o antorcha. Este equipo cuenta además con un elemento termofusible, con objeto de bloquear el flujo de biogás en caso de que la flama permanezca encendida en la salida del arrestaflama. En tuberías menores a 1 pulgada de diámetro, se instala una trampa de flama, la cual no cuenta con el dispositivo termofusible.

La válvula contra presión y vacío son dispositivos que protegen al digestor de una sobrepresión o de un vacío que pudiese dañar su estructura, principalmente la cubierta. Generalmente se instalan en la cubierta y cerca de la antorcha.

Las válvulas check son dispositivos que evitan la entrada de aire al digestor a través de las tuberías, ya que permite solo el paso de gas en un solo sentido.

La trampa de condensados tiene la función de retener el agua condensada por el enfriamiento del biogás en su paso a través de las tuberías. El número de estos equipos estará en función de la longitud de la línea de tubería y de sus cambios de dirección, particularmente elevaciones y descensos. El que esté ubicado lo más cercanamente posible al digestor, atrapará además partículas que el gas arrastra al salir del digestor, para lo cual estará provisto de un tanque acumulador, además de que por su sección de flujo, mayor que la de la tubería, favorecerá la retención de partículas.

Con objeto de evitar accidentes por descuidos en su operación, las trampas de condensados evitan la salida de gas en forma continua al momento de purgarlas. Su evacuación frecuentemente se hace más de una vez al día.

Los reguladores de presión son elementos que tienen por objeto mantener constante una presión de suministro a un equipo que así lo requiera, tal como el calentador del intercambiador, una caldera o inclusive una antorcha.

Los manómetros se utilizan para medir la presión del biogás en distintos puntos de la línea. Una adecuada instalación de estos equipos permitirá identificar bloqueos en las tuberías.

La antorcha es necesaria aún en los casos en que el biogás sea aprovechado con fines energéticos, ya que su función es evitar que el biogás en exceso o no utilizado sea venteadado a la atmósfera, eliminando el riesgo de explosiones, malos olores o contaminación atmosférica debida al metano. Estos equipos requieren de una flama piloto, que puede ser alimentada por el mismo biogás o por un tanque de gas doméstico. Su operación va acompañada de dispositivos de seguridad, alarma y sensores de flama.

Transferencia de calor. Para un funcionamiento adecuado, los digestores requieren trabajar a temperaturas cercanas a los 37 °C (rango mesofílico) o a los 55 °C (rango termofílico).

El calor transferido a un digestor debe contemplar el incremento de la temperatura del lodo crudo, así como el proporcionar el calor perdido por radiación en paredes y tuberías.

El calentamiento del digestor puede realizarse por dos métodos: intercambiador interno o externo. En el primero, la superficie de intercambio se ubica dentro del digestor, ya sea en tubos colocados en la pared del digestor, tipo serpentín, o en una chaqueta colocada sobre el tubo de tiro del mezclador. Este método ha caído en desuso debido a los problemas de mantenimiento que provoca el "cocido" de una capa de lodos sobre la superficie de intercambio, lo cual reduce la transferencia de calor, y por otro lado, el hecho de situarse dentro del digestor, obliga a su vaciado total para poder remover esa capa de lodo.

El segundo método contempla la recirculación del lodo del digestor, a través de un equipo externo intercambiador. Este arreglo puede incorporar el calentamiento directo del lodo crudo, una mezcla de este lodo con lodo en digestión, o únicamente este último. Para evitar la formación de capas de lodo cocido en las tuberías, las velocidades de flujo deben ser de alrededor 1.2 ms-1.

En ambos métodos, agua limpia es recirculada por el sistema y calentada en una caldera o calentador alimentados con biogás o con cualquier otro combustible.

Existen también calderetas con intercambiador de calor de flama directa, donde el fluido en circulación es el propio lodo.

Los equipos intercambiadores son de tres tipos:

- Tubos inmersos.
- Tubos concéntricos.
- Placa en espiral.

Cubiertas de los digestores. La función de una cubierta en un digestor anaerobio es múltiple:

- Evita el contacto del oxígeno del aire con el lodo en digestión.
- Evita el escape de biogás a la atmósfera, lo cual reduce significativamente los riesgos de explosión y los malos olores. Permite además colectar el biogás para su aprovechamiento.
- Aísla térmicamente al digestor y reduce la pérdida de calor.

Los tipos de cubierta pueden agruparse en:

- Cubiertas fijas.
- Cubiertas flotantes.
- Cubiertas almacenadoras de biogás.

De las cubiertas fijas existen diferentes variantes en función de su arreglo y material de construcción. Las construidas en concreto armado toman forma de bóvedas, conos o lozas planas. Según el diseño, pueden tener o no columnas de soporte en el interior del digestor. Uno de sus principales inconvenientes son las fisuras, que causan escape de biogás, con la consecuente pérdida de presión y el riesgo de explosión, además de potenciales malos olores.

Las cubiertas fijas de acero están formadas por una estructura de placas de acero de 6mm como mínimo. Se debe prever un arreglo que permita la expansión en los apoyos con las paredes del digestor. Para lograr esto y evitar la fuga de biogás, la estructura tiene una placa cilíndrica periférica que se introduce en el líquido y forma un sello hidráulico.

Las cubiertas flotantes flotan directamente sobre el líquido del digestor. El biogás es recolectado en una cámara cilíndrica central, de donde es extraído. Este arreglo tiene la ventaja sobre las cubiertas fijas de que el volumen del digestor puede variar a través del tirante dentro de un cierto intervalo en caso de problemas de operación.

Las cubiertas almacenadoras de biogás son una modificación de las cubiertas flotantes, con la característica de que estas flotan sobre el biogás. Su principal ventaja es que proporciona un volumen de almacenamiento de biogás dentro del mismo digestor, requerimiento que se presenta cuando éste es utilizado de forma regular y deben evitarse las fluctuaciones en su producción instantánea.

El material de construcción más utilizado en los digestores de lodos es el concreto, el acero es utilizado en tanques pequeños.

2.3.4 Producción y uso de biogás

El volumen total de biogás producido en la digestión anaerobia crece proporcionalmente a la carga orgánica. Las características del biogás no varían en forma importante con la carga orgánica ni con el tiempo de retención celular en el digestor. El biogás contiene entre 65 y 70% de metano (CH₄), 25 a 30% de dióxido de carbono (CO₂) y trazas de nitrógeno (N₂), hidrógeno (H₂) y ácido sulfhídrico (H₂S) (Noyola, 1998).

Los valores típicos de producción de biogás en digestores de lodos son de 0.5 a 0.75 m³CH₄kg⁻¹SSValimentados, 0.75 a 1.12 m³CH₄kg⁻¹SSVeliminados (Noyola, 1998) o bien 0.5 m³CH₄kg⁻¹DQOremovida (Ratajczyk, 1994). La energía contenida en el metano producido es de aproximadamente 35,315 BTUm⁻³ (Malina, 1992). El biogás si no es utilizado, debe ser quemado.

3. METODOLOGÍA

3.1 DESCRIPCIÓN DEL MODELO

Se operó durante seis meses un digestor de tipo lecho de lodos a escala piloto, de los cuales cuatro meses se utilizaron para la estabilización del proceso y dos fueron de operación estable. Las características y dimensiones del digestor se muestran en las figuras (3.1), (3.2) y (3.3). El reactor anaerobio mesofílico fue operado bajo condiciones reportadas en la literatura para digestores de alta tasa (cargas orgánicas que van de 1.6 a 3.2 kg SSV/m³·d; Noyola, 1998), y temperatura de mesofilia. El prototipo empleado fue un digestor que se tenía y que se utilizó en estudios previos, al cual se le realizaron algunas modificaciones en lo referente al volumen útil de tratamiento. Actualmente, cuenta con un volumen total de 27.4m³, de los cuales 18 m³ fueron ocupados para el tratamiento de lodos y el volumen sobrante para el almacenamiento de biogás. Para su diseño se consideró un tiempo de retención celular (θ_c) de 10 días y una carga másica de 2.5 kg SSV/m³ por día (Mancebo del Castillo, 2001).

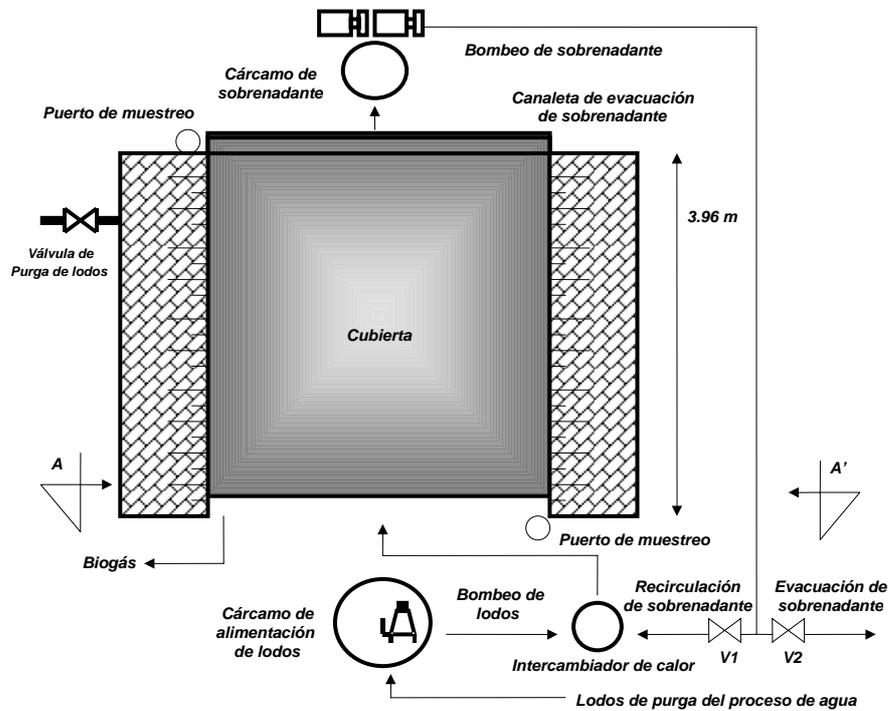


Figura 3.1 Vista en planta y principales dimensiones del digestor.

El digestor está construido de ferrocemento, las tuberías tanto del proceso de lodos como del sistema de intercambio de calor, son de acero al carbón Ced. 40, con excepción de las tuberías internas que son de PVC. Con la finalidad de evitar pérdidas de calor debidas al flujo en las tuberías, éstas se cubrieron con un aislante térmico de poliestireno.

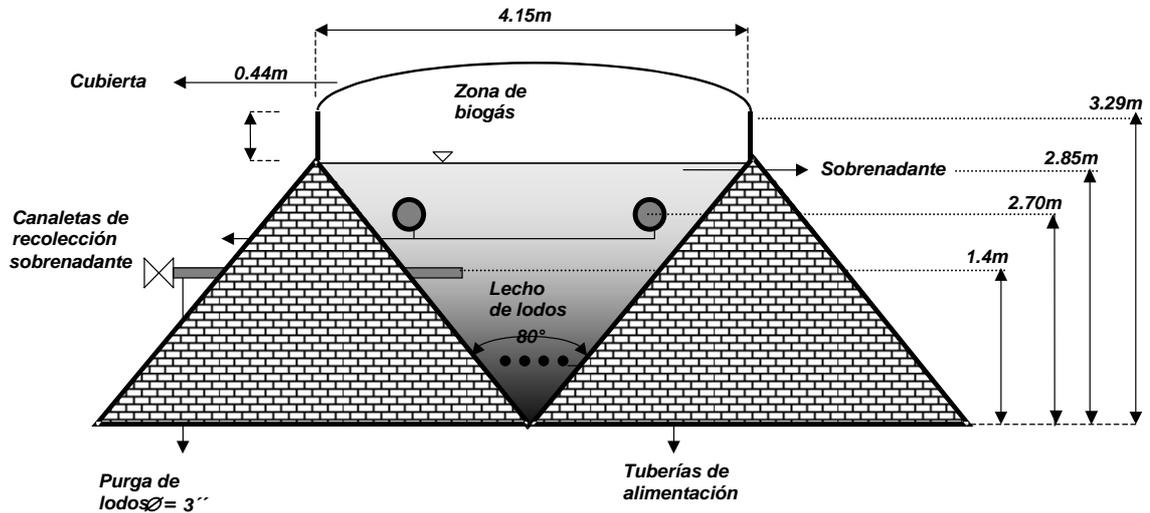


Figura 3.2 Diagrama de un corte transversal del digestor (corte A-A')



Figura 3.3 Diferentes vistas reales del reactor UASB "Cerro de la Estrella"

Las modificaciones que se realizaron al digestor consistieron en elevar las canaletas para aumentar el volumen útil del digestor. Pasando de 15.6 m³ a 18.0 m³. Además de lo anterior se revisaron las tuberías de alimentación ubicadas en el fondo del digestor, así como las de purga y muestreo. Una vez concluidos los trabajos se procedió a aplicar impermeabilizante en las caras interiores del tanque. El impermeabilizante aplicado, de marca Fester de base solvente, es el recomendado para depósitos de agua. Por la parte de fuera, también se aplicó impermeabilizante, de la marca Top 2000 de Comex.

Así mismo, se dio mantenimiento a los cárcamos de alimentación y recirculación que consistió en la limpieza y aplicación de impermeabilizante en el área expuesta al lodo. Por su parte el equipo electromecánico, se sustituyó por dos bombas de tipo sumergible, una de marca F&Q modelo 80WQP 1.1-4P de 1.5 HP instalada en el registro, que se encuentra al final del tren de tratamiento y muy próximo a la zona de pilotos de la planta de tratamiento. Por su parte, en el cárcamo de alimentación al digestor se instaló una bomba sumergible de la marca F&Q modelo 80WQ 0.75-4P de 1.0 HP. Para la protección de ambos equipos se les colocó un arrancador monofásico de 16 Amperes de la marca Siemens. Al equipo electromecánico empleado para la recirculación del efluente de salida del digestor sólo se le dio mantenimiento, consistente en la limpieza superficial del motor y bombas, lubricación de sellos, además de la limpieza en válvulas de retención (pichanchas).

Concluidas las modificaciones y reemplazos de accesorios en cada uno de los equipos que integran el sistema de digestión anaerobia, se procedió a realizar pruebas hidráulicas con el fin de asegurar el buen funcionamiento del sistema. Para el caso de los equipos de bombeo, se les midió el caudal de descarga, con el propósito de establecer los tiempos de alimentación y conocer las velocidades ascendentes provocadas por el flujo suministrado a las cuales se tiene sometido el lodo dentro del digestor.

3.2 OPERACIÓN DEL REACTOR

Para alimentar el lodo secundario y primario provenientes de los sedimentadores, desde el registro de la planta de tratamiento de aguas residuales hasta el cárcamo de alimentación, se empleó una bomba sumergible de 1.5 HP de potencia. De este cárcamo se alimentaban al digestor diariamente lotes de una mezcla de estos lodos en una proporción aproximada de 50:50 en peso, un volumen de 5 a 21 m³, con una concentración de sólidos suspendidos totales (SST) de 900 a 6100 mg/L, de los cuales la porción de sólidos suspendidos volátiles (SSV) fue en promedio del 78 %. La alimentación fue en régimen semi-batch y llevaba aproximadamente 4 horas.

El lodo que se llevó hasta el cárcamo de alimentación, fue bombeado hacia el sistema de calentamiento utilizando una bomba sumergible de 1 HP, para después introducirlo al digestor por medio de un arreglo de cuatro tuberías paralelas ubicadas en la parte inferior del mismo con el propósito de hacer la alimentación del lodo lo más uniforme posible.

El sobrenadante que se desplazaba mientras se alimentaba al digestor, era captado por dos canaletas ubicadas en el interior del digestor, que a su vez vertían a una canaleta de recolección ubicada en el exterior del digestor. El líquido pasaba después al cárcamo de recirculación de sobrenadante por medio de un tubo.

Este volumen desplazado, de manera simultánea a la alimentación, se evacuaba del sistema por bombeo; para ello se usaban las bombas centrífugas de 1 HP que usualmente recirculaban el sobrenadante al reactor, las cuales operaban en paralelo con ciclos de 24 horas cada una.

La operación de evacuación del sobrenadante se efectuaba cerrando la válvula V1 hacia el intercambiador de calor y abriendo la válvula V2 de evacuación de sobrenadante (ver fig. 3.1). Una vez efectuadas las operaciones de alimentación y la correspondiente eliminación de sobrenadante, el digestor operaba en modo de recirculación, manteniendo el bombeo de sobrenadante, con la apertura de la válvula V1 hacia el intercambiador de calor y el cierre de la válvula V2 de evacuación de sobrenadante.

La purga de lodos depende del tiempo de residencia celular, el cual fue fijado en el diseño, para 10 días. Para establecer el volumen a purgar, se debe tomar en cuenta la masa de SSV en el digestor, la masa SSV desechada diariamente en el sobrenadante y la masa de SSV en la purga de acuerdo a la siguiente ecuación (Metcalf & Eddy, 1991):

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

En donde:

θ_c = Tiempo de residencia celular (días)

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

SSV_p = Masa de sólidos suspendidos volátiles evacuados diariamente del digestor en la purga (kgd^{-1})

SSV_s = Masa de sólidos suspendidos volátiles evacuados diariamente del digestor en el sobrenadante (kgd^{-1})

La masa de SSV en el digestor, se obtiene tomando en cuenta su volumen (18 m^3) y la concentración de SSV en el mismo, como se muestra en la siguiente ecuación:

$$SSV_D = V_D [SSV_D]$$

En donde:

V_D = Volumen del digestor (m^3)

$[SSV_D]$ = Concentración de SSV en el digestor (kgm^{-3})

La masa de SSV evacuada diariamente del digestor en el sobrenadante, se obtiene tomando en cuenta la concentración de éstos en el sobrenadante y el volumen de sobrenadante evacuado por día, como se muestra en la siguiente ecuación:

$$SSV_s = V_s [SSV_s]$$

En donde:

V_s = Volumen de sobrenadante evacuado diariamente del digestor (m^3d^{-1})

$[SSV_s]$ = Concentración de SSV en el sobrenadante (kgm^{-3})

El volumen de lodo a evacuar diariamente, se debe obtener tomando en cuenta la concentración de SSV en la purga y la masa de SSV que deben ser evacuados en la purga diariamente:

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

V_p = Volumen de lodo evacuado diariamente en la purga del digestor (m³d⁻¹)

$[SSV_p]$ = Concentración de SSV en la purga (kgm⁻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 (m³s⁻¹)

t_p = Tiempo de apertura de la válvula de purga (s)

A_p = Área transversal de la tubería de purga (m²)

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 ms⁻²

Para el sistema de intercambio de calor, se utilizó un calentador de depósito casero (boiler), un intercambiador de calor con carcasa de acero al carbón con un serpentín de cobre en el interior, una bomba centrífuga horizontal de 1/4HP para la recirculación del agua caliente y un tanque estacionario de gas LP de 300 L de capacidad. Para el intercambio de calor se utilizó agua tratada proveniente de la PTAR-CE, captada en un tinaco ubicado en la zona de pilotos en donde se encuentra el digestor.

Para iniciar con el funcionamiento del sistema de intercambio de calor, primero se llenó con agua el calentador, el intercambiador de calor y la tubería del sistema. Después se encendió el calentador, una vez caliente el agua se comenzó el bombeo hacia el intercambiador de calor. El agua fue introducida por la parte superior de la carcasa del intercambiador, para salir por la parte inferior en donde era captada por la bomba de recirculación, la cual la retornaba al calentador para iniciar de nuevo el ciclo.

Posteriormente los lodos y el sobrenadante fueron introducidos al serpentín del intercambiador de calor con un flujo contrario al del agua caliente en la carcasa; se introducían por la parte superior del serpentín, y salían por la parte inferior del mismo.

3.3 PARÁMETROS DE CONTROL Y RESPUESTA

Monitorear y controlar parámetros importantes es vital para el buen funcionamiento del proceso, ya que permite detectar a tiempo desbalances al proceso, lo cual es útil para aplicar medidas

pertinentes y evitar que el digester presente problemas que puedan conducir hasta la falla general.

3.3.1 Arranque

Una vez restaurado, acondicionado y equipado el digester, se procedió a su llenado con lodos provenientes predominantemente de la línea de recirculación de los sedimentadores secundarios de la PTAR-CE. Durante los cuatro meses de estabilización del proceso, se alimentó una carga másica promedio de $1.12 \text{ kg SSVm}^{-3}$ por día y se fue aumentando gradualmente la temperatura del digester. Los parámetros tomados como referencia para el monitoreo del proceso durante este periodo, tanto para el influente, el sobrenadante o efluente y para el de la cama de lodos además de los SST y los SSV fueron, el pH, la relación de alcalinidades α y la concentración de AGV's. Los valores recomendados para estos parámetros son, respectivamente 6.8 a 7.4, mayor a 0.5 y entre 50 y 500 mgL^{-1} como ácido acético (Malina y Pohland, 1992; Noyola, 1994).

3.3.2 Operación

Una vez estabilizado el digester, se inició el periodo de operación estable; manejando una carga másica de alimentación especificada en el diseño, logrando llegar hasta una carga promedio de 2.6 kg SSVm^{-3} por día. Durante este periodo se siguió manteniendo como parámetro de control en la operación la relación de alcalinidades (α), pH y AGV's como valores de respuesta, se añadió la actividad metanógena, la cual permitió medir la evolución metabólica de las bacterias del lodo. Específicamente se midió la capacidad de las metanógenas para el consumo de sustrato (ácido acético) y su transformación a biogás (CH_4 y CO_2).

A partir de la determinación de la concentración de SSV en el influente, cama de lodos y efluente o sobrenadante, se observó la evolución en el porcentaje de remoción de SSV, parámetro de utilidad para la evaluación del funcionamiento del sistema.

Adicionalmente, con objeto de obtener mayor información en cuanto al proceso de degradación de materia orgánica en el proceso, se llevó a cabo el análisis de la demanda química de oxígeno soluble y total para el influente, efluente o sobrenadante, y en la cama de lodos.

También se hicieron pruebas microbiológicas, tanto para el influente, efluente o sobrenadante y en la cama de lodos. Esta prueba fue evaluada a partir de la determinación de la concentración de coliformes fecales, *Salmonella* y de la cuantificación de huevos de helminto contenidos en estas muestras.

Para determinar la evaluación de las características de compactación y sedimentabilidad en la cama de lodos, se hicieron las pruebas de índice volumétrico de lodos y velocidad de sedimentación.

En el caso a los datos referentes al volumen y composición del biogás producido por el digester, no fue posible obtener resultados, debido a que el digester presentó problemas de fugas en la zona de almacenamiento de biogás.

3.4 METODOLOGÍA DE MUESTREO Y TÉCNICAS ANALÍTICAS

Los lodos alimentados al digestor, fueron muestreados directamente de la descarga de la línea de bombeo de lodos de purga de la PTAR-CE en el cárcamo de alimentación; el efluente o sobrenadante fue muestreado en la canaleta de evacuación del mismo, y el contenido del digestor, fue muestreado a partir de la obtención de núcleos extraídos por medio de dos puertos de muestreo instalados especialmente para este fin.

En la evaluación del funcionamiento del reactor se emplearon métodos estandarizados (APHA, 1995), salvo en los casos señalados en la Tabla 3.1.

Durante la evaluación del funcionamiento del digestor se dio seguimiento a los parámetros que se indican en la tabla 3.1, donde se señalan los parámetros analizados, la técnica empleada, la frecuencia de determinación y el punto de muestreo.

Tabla 3.1. Parámetros para el monitoreo y control del digestor anaerobio

Parámetro	Técnica	Frecuencia de medición	Punto de muestreo
Sólidos suspendidos totales (SST; mg/L) Sólidos suspendidos volátiles (SSV; mg/L) Sólidos suspendidos fijos (SSF; mg/L)	SM	Cinco veces por semana	I, E, C
pH (unidades de pH)	Potenciómetro	Diario	I, E, C
Temperatura (°C)	Termómetro	Diario	E, C
Relación de alcalinidades (α)	CBPA-II*	Diario	E, C
Ácidos grasos volátiles (AGV; mg/L)	Cromatografía de gases	Tres veces por semana	I, C
Demanda química de oxígeno soluble (DQOs; mg/L)	SM	Quincenal	I, E
Demanda química de oxígeno total (DQOt; mg/L)	SM	Quincenal	I, E, C
Coliformes fecales y Salmonella (NMP/g ST)	SM	Al final	I, C
Actividad metanógena específica (CH ₄ -DQO/g SSV·d)	CBPA-II*	Al final	C
Huevos de helminto (HH/g ST)	SEMARNAT (2002)	Al final	I, C
Índice volumétrico de lodos (IVL; ml/g SST)	SM-II*	Quincenal	C
Velocidad de sedimentación (Vsed; m/h)	SM-II*	Quincenal	C

I-Influyente, E-Efluente, C-Cama de lodos

*SM Técnica normalizada en APHA (1995); SM-II Técnica normalizada en APHA (1995) y adaptada por el Instituto de Ingeniería, UNAM; *CBPA-II Procedimiento adaptado por la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería, UNAM (Manual de técnicas de laboratorio de la Coordinación de Bioprocesos Ambientales del Instituto de Ingeniería, UNAM)

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 ETAPA DE ARRANQUE

La etapa de arranque o primera etapa dio inicio después de haber realizado las modificaciones pertinentes, ya descritas, al sistema. Para ello, el digestor fue alimentado con un volumen de lodo de 2.5 m³ *d. cada tercer día durante los primeros 30 días, lo que resultó en una carga orgánica de 0.1kgSSV/m³ d. Como esperado, en esta etapa se presentó flotación de lodo, el cual era retornado al fondo mediante una acción mecánica manual. Una vez completado el volumen del digestor se inició la recirculación del efluente y se colocó en la parte superior la cubierta de lona plástica con la finalidad de contener el biogás producto generado de la digestión del lodo. Posteriormente se incrementó la carga de alimentación a 0.5 kgSSV/m³ d que correspondió en promedio a un volumen diario de alimentación de 5.2 m³. Con el flujo de recirculación operando en continuo, se inició la operación del calentador para elevar la temperatura paulatinamente hasta alcanzar de 30 ± 2 °C. Esta carga orgánica se mantuvo durante un tiempo aproximado de 60 días. Posteriormente, se incrementó una segunda vez la carga de alimentación a 1 kgSSV/m³ d, considerando que los resultados de pH, y la relación de alcalinidades α, establecidos como control lo permitían. En la figura 4.1 se presentan estos incrementos en carga orgánica durante este periodo, así como la carga orgánica correspondiente a la salida (sobrenadante).

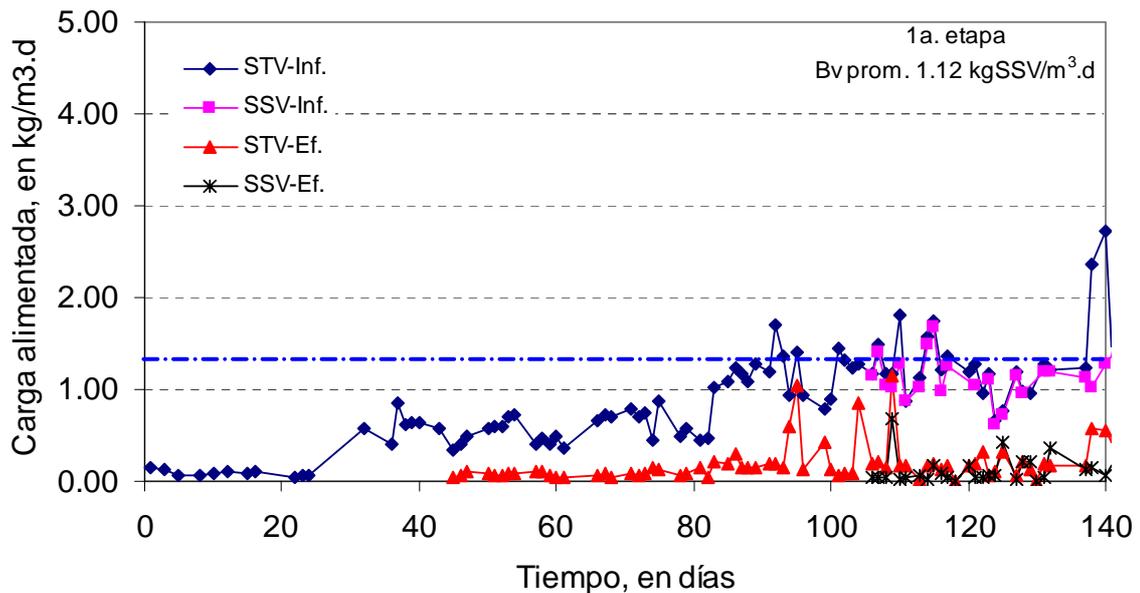


Figura 4.1. Comportamiento de la carga orgánica alimentada y de salida en la etapa de arranque del digestor no convencional.

Durante esta etapa el valor promedio de los SST alimentados fue de 2.44 g/L y de 1.93 g/L para los SSV, lo que representa una fracción volátil de 79%. A la salida del digestor (sobrenadante) se obtuvieron concentraciones promedio de SST de 0.33 g/L y SSV de 0.23g/L respectivamente (70% fracción volátil). El lodo en el digestor, considerando la totalidad del volumen útil, alcanzó los 15.78 g/L de SST y 11.04 g/L de SSV, con una fracción volátil de 70%.

En el periodo de arranque, el pH no sufrió ningún cambio importante, ya que permaneció en valores promedio de 7.53, 7.64 y 7.75 para las corrientes de entrada y de salida, así como para la cama de lodos, respectivamente. Por su parte, el valor de la relación de alcalinidades en promedio en la alimentación fue de 0.70, en el efluente de 0.81 y el lodo con el valor de 0.52. A continuación en la tabla 4.1 se resumen los diferentes parámetros en esta etapa. Estos resultados indican que el digestor se comportaba en forma satisfactoria.

Tabla 4.1 Resumen de diversos parámetros en el arranque

Parámetro	Influente	Sobrenadante	Lodo
pH	7.53	7.64	7.75
Relación α	0.70	0.81	0.52
SST g/L	2.44	0.33	15.78
SSV g/L	1.93	0.23	11.74
SSF g/L	0.62	0.10	4.75

4.2 ETAPA DE OPERACIÓN

La etapa de operación o segunda etapa, que duró aproximadamente 2 meses, se describe a continuación presentando los resultados en gráficas, en las que se muestra la evolución del funcionamiento del digestor, a través del análisis de diversos parámetros medidos en el influente, efluente y en los lodos contenidos en el digestor.

4.2.1 Influyente

Para el caso del influente, se le dio seguimiento a la carga másica alimentada al digestor, así como a sus características que fueron evaluadas a partir del análisis de los sólidos suspendidos, pH, α y la demanda química de oxígeno contenidos en él.

4.2.1.1 Sólidos suspendidos

La figura 4.2 muestra los SST, SSF y SSV contenidos en el influente a lo largo del periodo de operación estable, manteniendo un valor promedio en la concentración de SSV de 2.25 g/L. En ésta se observa un comportamiento muy variable en su concentración, lo cual se debe a que las purgas de los sedimentadores primarios y secundarios en la PTAR-CE se efectúan de manera irregular, por lo que en muchas ocasiones se presentaban concentraciones muy bajas de sólidos. Por tal motivo, al día 32 de operación se instaló una tubería que condujera lodo secundario directamente de la línea de recirculación de lodos del proceso de lodos activados, para incrementar la concentración de lodo secundario.

En la figura 4.3 se presenta la fracción volátil de los sólidos alimentados al digestor, cuyo valor promedio es de 0.78 y en ella se aprecia el mismo comportamiento, por la irregularidad en las concentraciones de sólidos en los lodos primarios y secundarios alimentados.

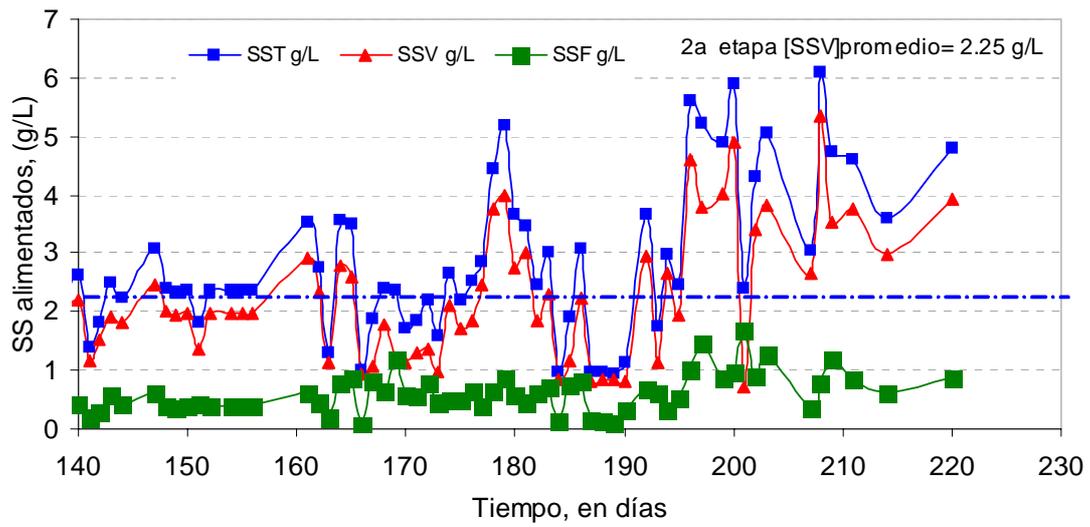


Figura 4.2 Concentración de sólidos suspendidos en el influente del digestor

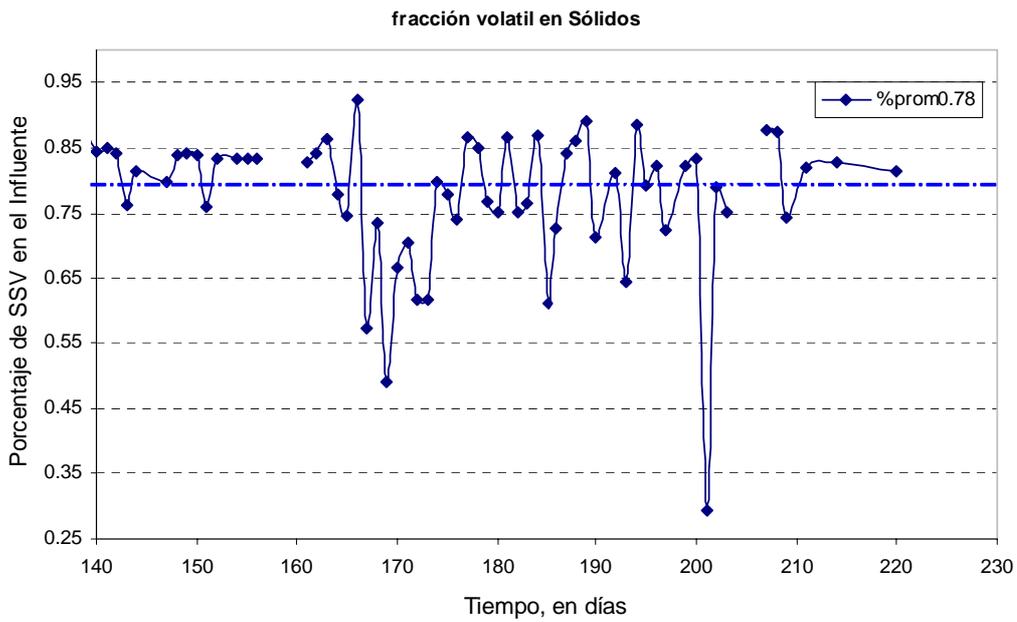


Figura 4.3 Fracción volátil de los sólidos suspendidos en el influente alimentado al digestor

4.2.1.2 Carga másica alimentada

El objetivo principal de la etapa de operación estable fue trabajar a la carga másica de diseño ($2.5 \text{ kgSSV/m}^3 \text{ d}$) del digestor, con la finalidad de probar si el digestor podía operar a esta condición satisfactoriamente. El incremento de la carga másica se logró mediante el aumento en el volumen de alimentación. En la figura 4.4, se muestra la evolución de la carga másica alimentada, y se aprecia que la carga másica alimentada fue de, $2.6 \text{ kgSSV/m}^3 \text{ d}$ en promedio; también se observa la irregularidad en los valores de este parámetro, en particular un aumento notable en los últimos 30 días. Sin embargo, se llegó a las condiciones de operación a las cuales operan los digestores convencionales de alta tasa, según valores de bibliografía de $1.6 \text{ kgSSV/m}^3 \text{ d}$ a $3.2 \text{ SSV/m}^3 \text{ d}$, (Noyola, 1998).

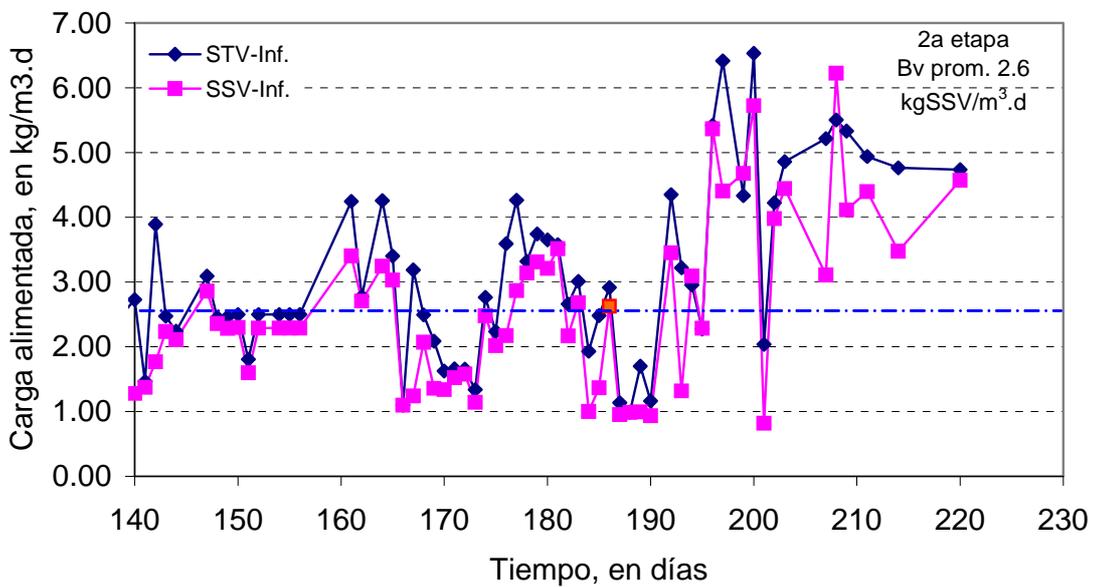


Figura 4.4 Carga másica alimentada al digestor durante el periodo de operación

4.2.1.3 Demanda química de oxígeno en el influente

La figura 4.5 muestra el comportamiento de la DQOt y de la DQOs en el influente, así como el valor de SST correspondiente a cada determinación de la DQO. Sólo se determinó DQOt y DQOs al lodo secundario: éste mostró concentraciones mayores de SST durante los últimos días de alimentación en la etapa de operación estable y se observaron valores de DQOt también elevadas. El valor promedio de la DQOt es de 5283 mg/L y la DQOs presentó un valor promedio de 1321 mg/L .

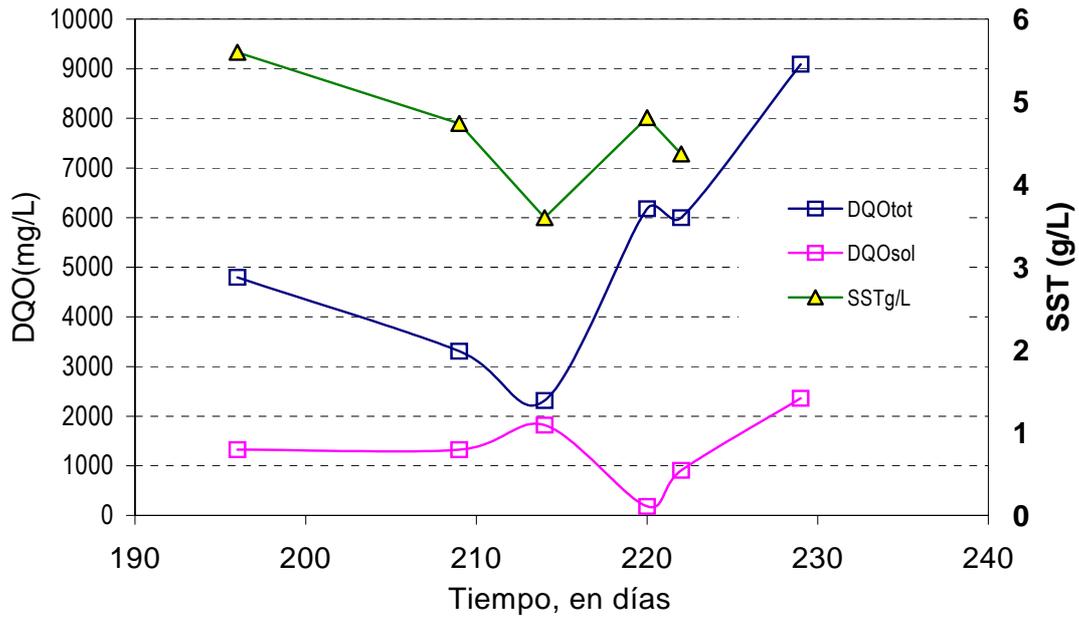


Figura 4.5 Demanda Química de Oxígeno y SST en el influente

4.2.2 Efluente (sobrenadante)

El comportamiento del sobrenadante evacuado por el digester se siguió mediante el análisis de los sólidos suspendidos, pH, relación de alcalinidades y DQO.

4.2.2.1 Sólidos suspendidos

En la figura 4.6 se presenta el comportamiento que tuvieron los sólidos suspendidos en el efluente. Se observa que durante la primera etapa el valor promedio de SSV en el efluente fue de 0.23 g/L y el valor para la segunda etapa fue de 0.49 g/L. El incremento que se aprecia en la segunda etapa se debe a un arrastre de lodos ejercido por el elevado volumen de alimentación y a la flotación de los lodos. La figura 4.7 muestra la fracción volátil que presentan los sólidos suspendidos evacuados en el sobrenadante del digester y cuyo valor es de 74 % en promedio.

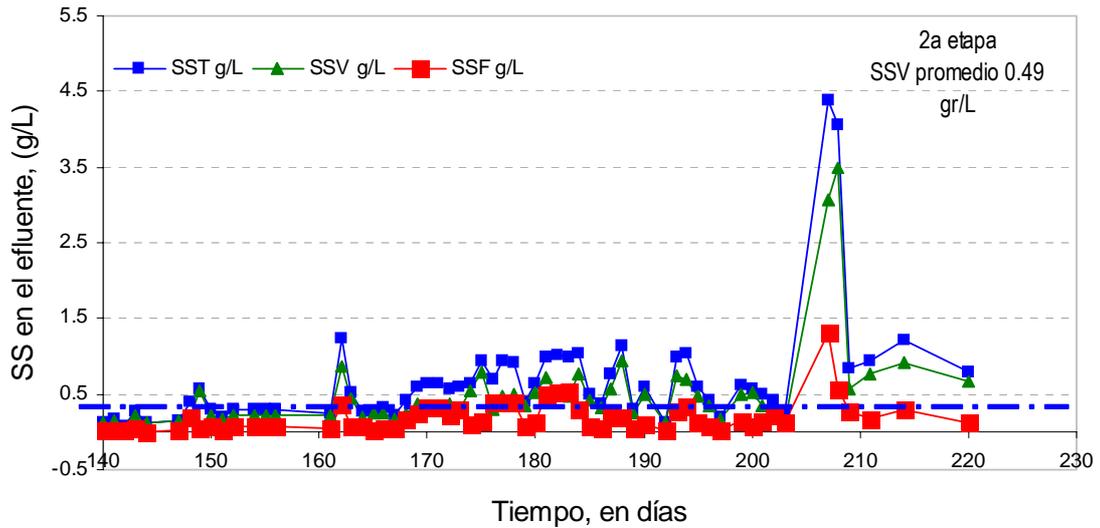


Figura 4.6 Concentración de sólidos suspendidos en el efluente del digestor

La suposición de la flotación de lodo, se pudo corroborar, al remover la lona que cubre el digestor. Esto se hizo al día 214 de operación que corresponde a los últimos días de la experimentación. En la figura 4.8 se aprecia la magnitud y las características de la capa de nata formada durante el tiempo de operación. El grosor determinado de la nata formada era aproximadamente 70 cm., envolviendo las canaletas de salida, por lo que se puede pensar que el incremento de los sólidos en el efluente era causado por este fenómeno.

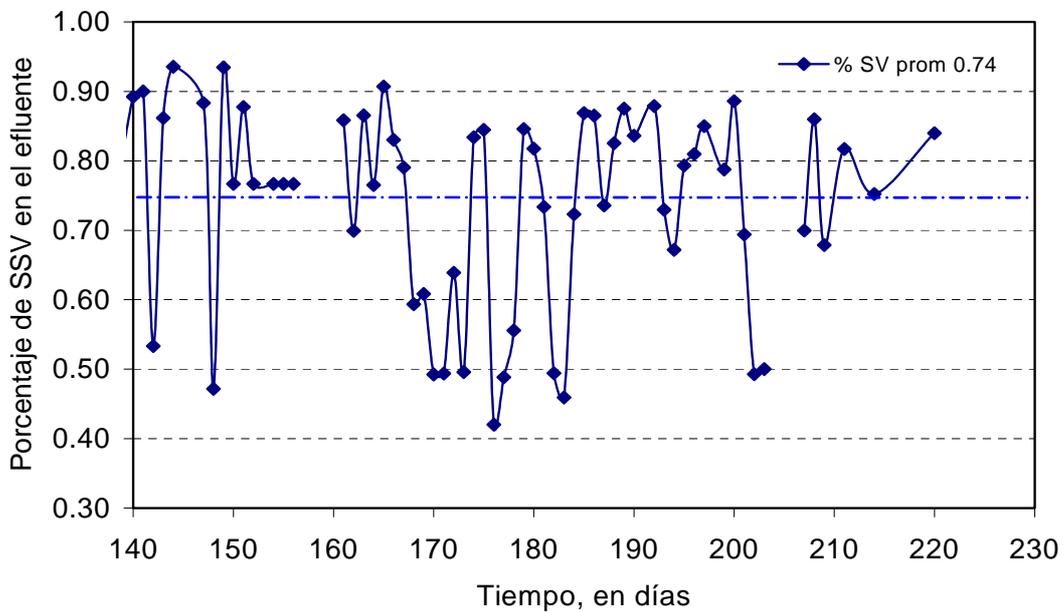


Figura 4.7 Fracción volátil de los sólidos suspendidos en el efluente del digestor



Figura 4.8 Vista de la nata de lodo formada en la superficie del digestor durante los últimos días, (día 214) de operación

4.2.2.2 Relación de alcalinidades y pH

La relación de alcalinidades α para el efluente, mantuvo valores que indicaron la estabilidad del proceso, como se muestra en la figura 4.9, obteniéndose un valor promedio de 0.81 para esta etapa de operación.

Para el caso del pH, de acuerdo a la figura 4.10, no se muestran cambios significativos entre la primera y segunda etapa, sino por el contrario, una estabilidad en este parámetro, con valor promedio de 7.92 unidades.

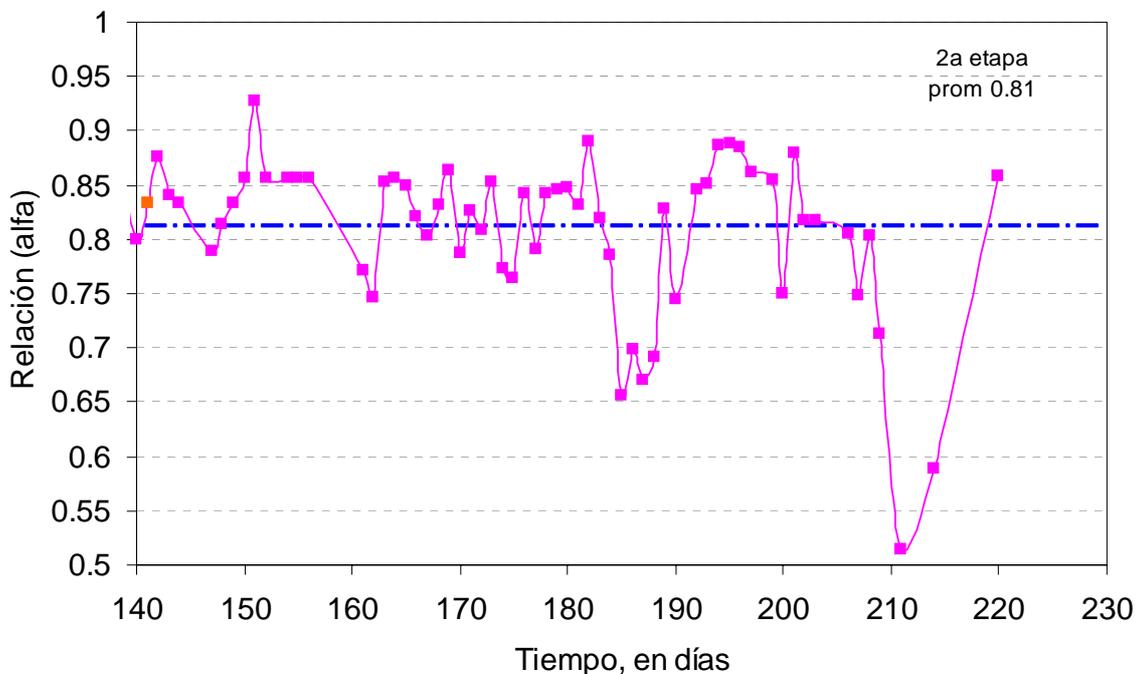


Figura 4.9 Relación (α) en el efluente del digestor

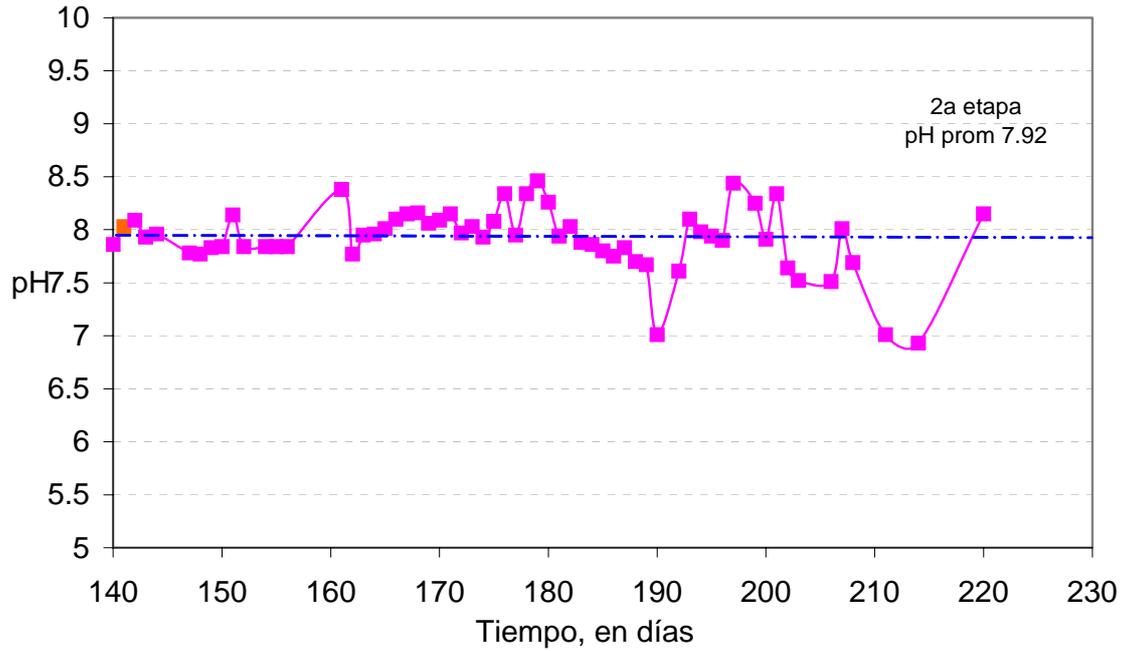


Figura 4.10 pH en el efluente del digestor

4.2.2.3 Demanda química de oxígeno en el efluente

En la figura 4.11, se muestra el comportamiento de la DQOt y DQOs en el efluente, así como, el valor de SST correspondiente a cada DQO. El valor de ambos parámetros en la segunda etapa es de 2967 mg/L para la DQOt y 1136 mg/L de DQOs respectivamente. La elevada concentración de la DQOt en el efluente se debe a la evacuación de lodos en el efluente por parte del digestor durante los últimos días de operación.

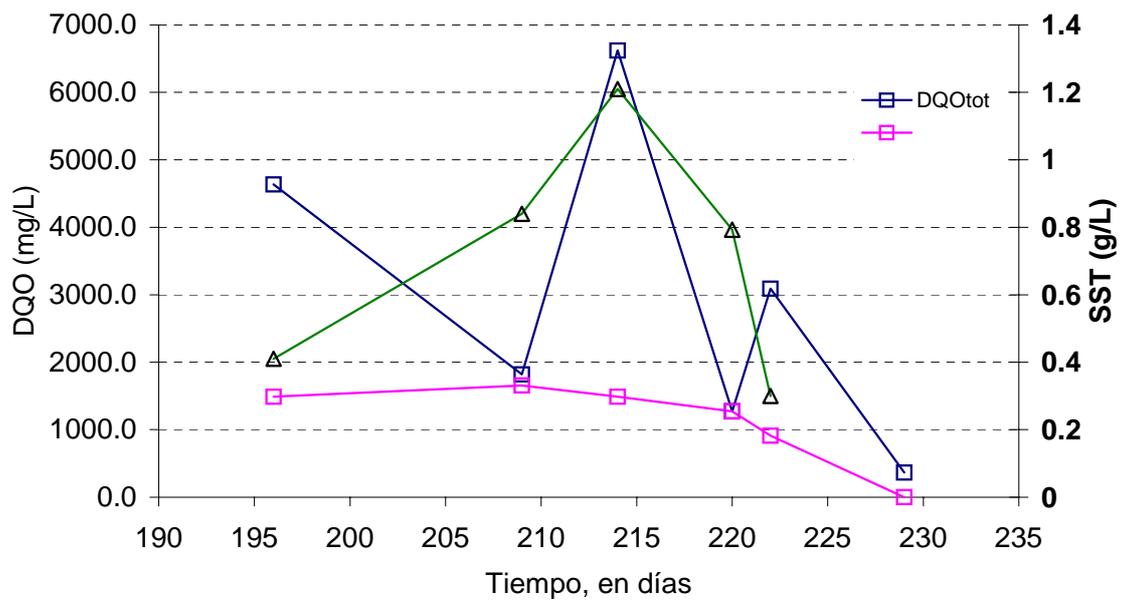


Figura 4.11 Demanda Química de Oxígeno y SST en el efluente del digestor

4.2.3 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, AGV's, DQOt, actividad metanógena, IVL y velocidad de sedimentación. Los dos últimos permitieron conocer el nivel de compactación de la cama de lodos en el sistema.

4.2.3.1 Sólidos suspendidos

En la figura 4.12 se muestra la evolución de la concentración de SST y SSV en los lodos contenidos en el digestor a lo largo del periodo de operación. En la etapa previa de arranque se tiene una concentración promedio de SST de 15.78 g/L y de SSV de 11.74 g/L, mientras que en la figura se aprecia que la concentración de SST en la cama de lodos alcanza concentraciones promedio de 21.52 g/L y de 14.37 g/L de SSV respectivamente, en el periodo de operación. Por otra parte, en la figura 4.13 se presenta la fracción volátil de los lodos contenidos en el digestor, donde se aprecia que se encuentra por arriba del 60 % y en promedio de 70 %, lo cual indica que el proceso de digestión no se esta dando de manera satisfactoria.

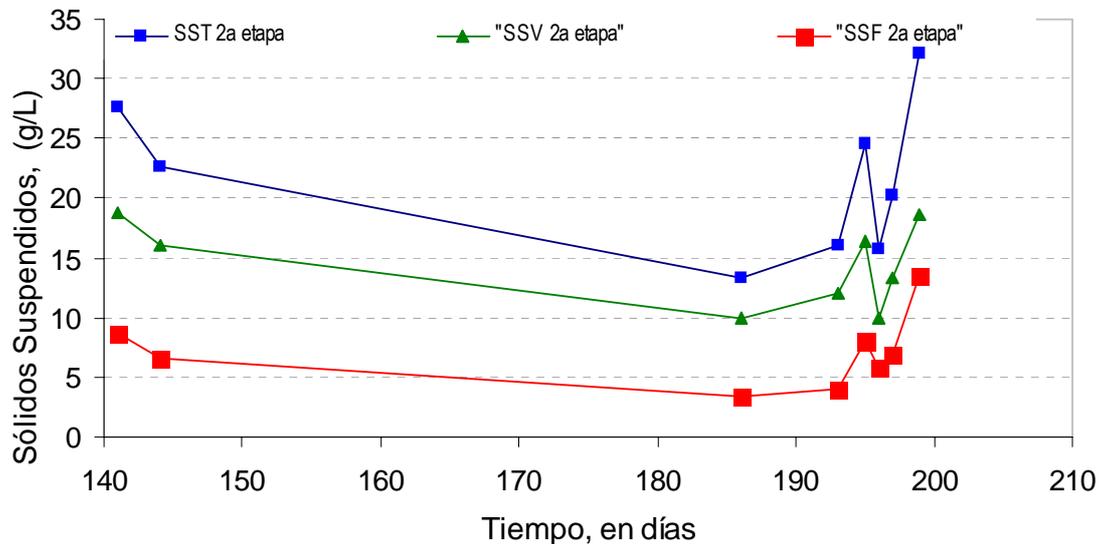


Figura 4.12 Concentración de sólidos suspendidos en los lodos contenidos en el digestor

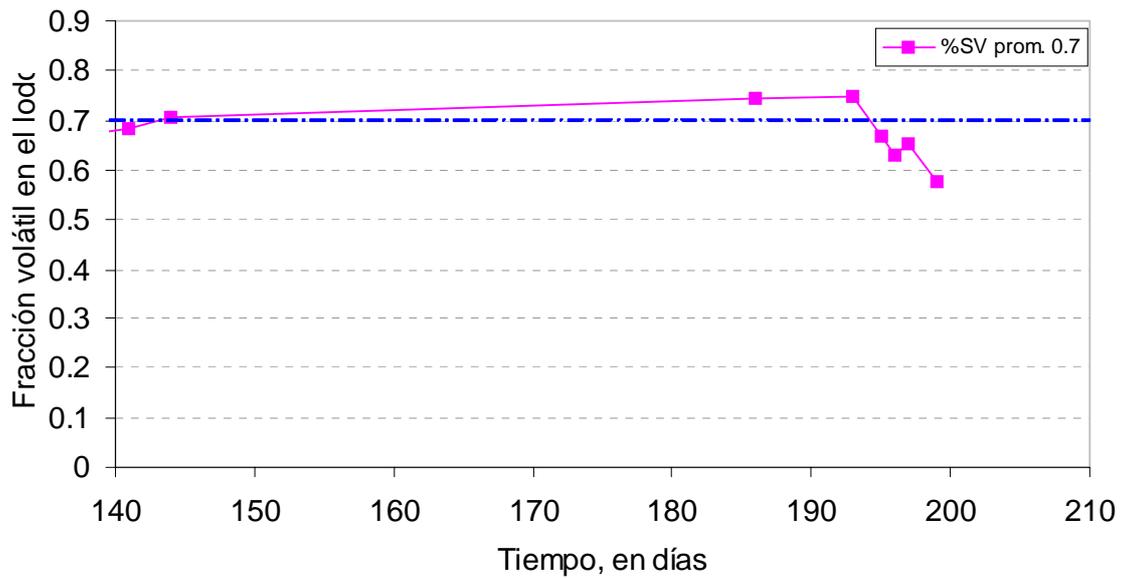


Figura 4.13 Fracción volátil de los sólidos suspendidos de los lodos contenidos en el digestor

En la figura 4.14, se muestra el perfil de velocidades ascendentes en el digestor bajo las condiciones de flujo de operación, alimentación de lodos $Q=5.33 \text{ m}^3/\text{h}$ y un flujo de recirculación de $Q= 14.7 \text{ m}^3/\text{h}$. De acuerdo a esta figura, la velocidad de 0.6 m/h , recomendada para que no haya un arrastre de partículas significativo en reactores tipo UASB (Noyola, 1994), se alcanza aproximadamente a una altura de 1.25m , dejando una zona de sedimentación de 1.6 m , equivalente al 56% del volumen líquido del digestor.

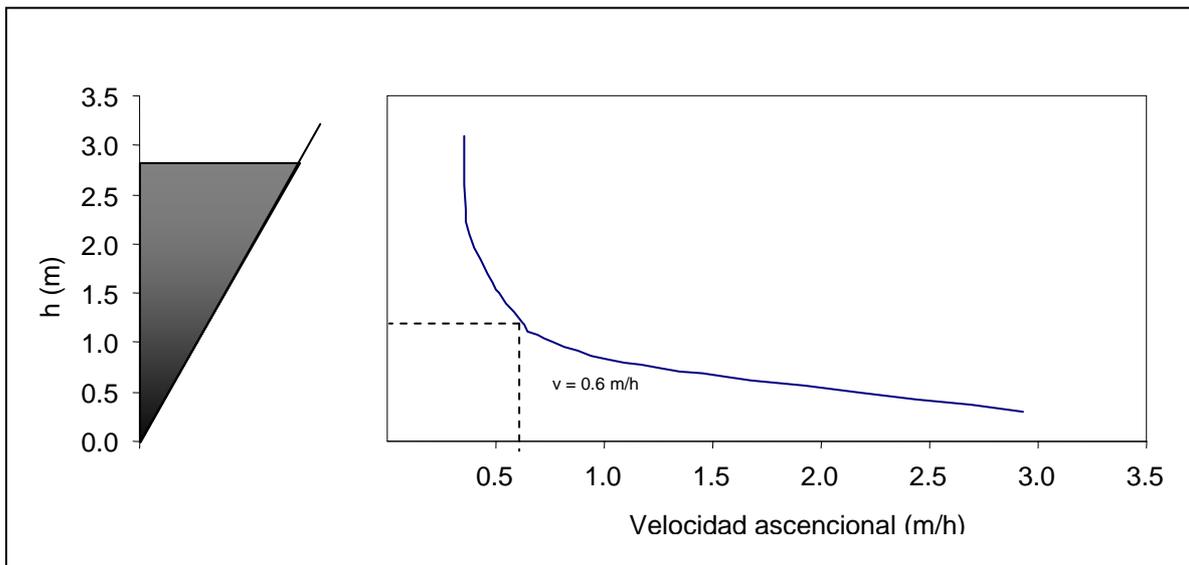


Figura 4.14 Perfil de velocidades ascendentes en el digestor

4.2.3.2 Relación de alcalinidades, AGV's y pH

El parámetro de relación de alcalinidades α en los lodos contenidos en el digestor durante la etapa de operación, se mantiene por arriba de 0.5 como se muestra en la figura 4.15 teniendo como promedio un valor de 0.63, lo que es indicativo de una estabilidad en la operación del digestor. En cuanto a la concentración de AGV's presentes en el lecho de lodos, el valor promedio para el ácido acético fue de 25.69 mg/L, en tanto que la concentración promedio para el ácido propiónico fue de 9.72 mg/L y de 1.99 mg/L de ácido butírico. Por lo anterior se asume que el sustrato fue asimilado rápidamente por los distintos grupos de microorganismos que intervienen en el proceso de degradación o que la hidrólisis estaba limitada, como además lo apoya el elevado porcentaje de SSV en la cama.

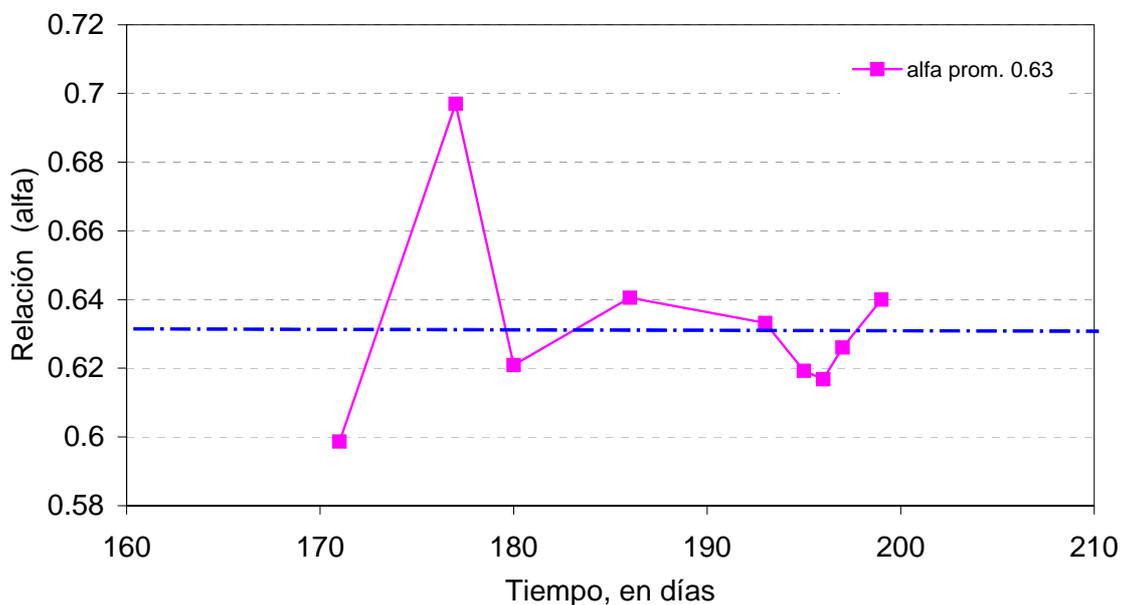


Figura 4.15 Relación de alcalinidades (α) en los lodos contenidos en el digestor

El pH evaluado en los lodos contenidos en el digestor, (figura 4.16) nunca estuvo por debajo de 7 unidades, lo que se considera normal debido a la rápida asimilación de los AGV's por parte de las bacterias metanogénicas, con la consecuente generación de alcalinidad debida a los bicarbonatos.

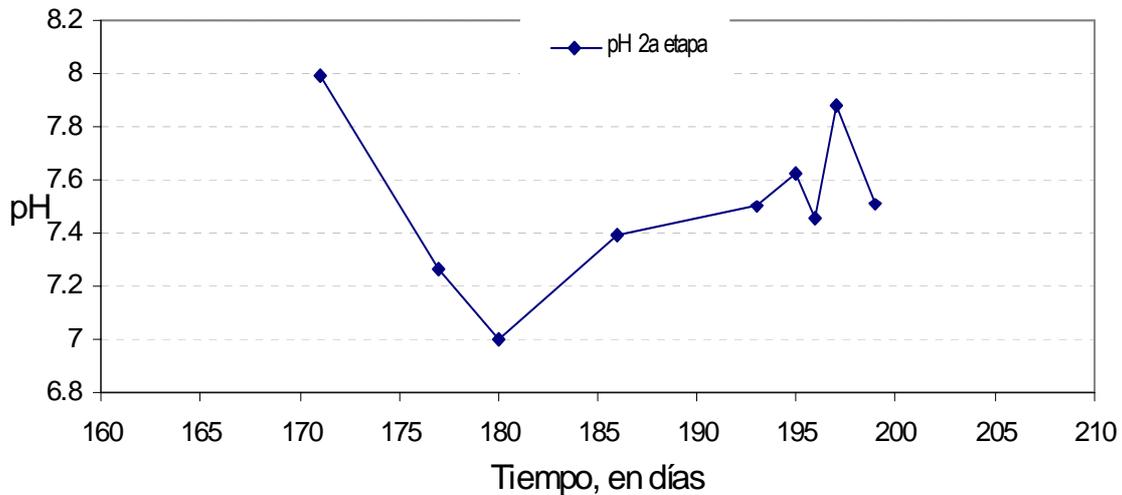


Figura 4.16 pH en los lodos contenidos en el digestor

4.2.3.3 Demanda química de oxígeno

A los lodos contenidos en el digestor, se les analizó la DQOt y DQOs durante los últimos días de operación estable. En el primer caso se obtuvo un valor promedio de 8667 mg/L, mientras que en el segundo el valor obtenido fue de 303 mg/L.

4.2.3.4 Actividad metanógena

Este parámetro microbiológico sólo se evaluó al final de la operación estable, obteniéndose un valor de $0.07 \text{ gCH}_4\text{DQO/gSSV}^*\text{d}$, el cual indica que la biomasa presente en la cama de lodos tiene una actividad limitada para llevar a cabo la degradación de la materia orgánica a metano, comparada con la actividad metanógena que presentan los lodos de reactores anaerobios de alta tasa. Sin embargo, el valor está dentro de lo esperado en digestores anaerobios de lodos puesto que el contenido de materia orgánica biodegradable en la alimentación es relativamente bajo y los SSV que se miden no son exclusivamente biomasa activa.

4.2.3.5 Índice volumétrico de lodos y velocidad de sedimentación

Con base en la figura 4.17, al inicio del periodo de operación estable del digestor, el valor del IVL de los lodos contenidos en el digestor fue de 34 mL/gSST, valor que al final de la operación fue de 69 mL/gSST, lo que indica un decremento en la capacidad de compactación de los mismos. En general, los lodos en esta etapa de operación se mantuvieron con un IVL fuera del intervalo característico de un lodo anaerobio granular o flocúleno granular, 20 a 40 mL/g (Noyola, 1994).

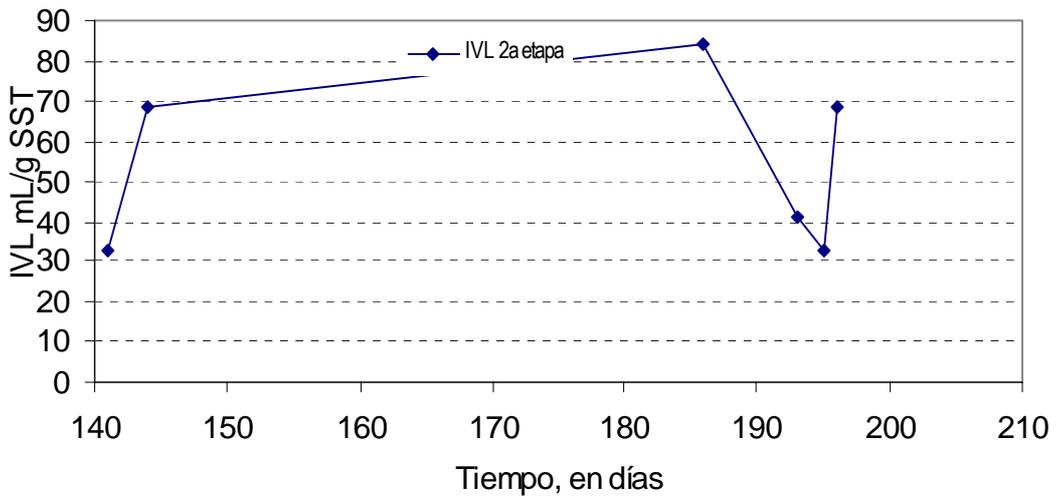


Figura 4. 17 Índice volumétrico de lodos contenidos en el digestor

En la figura 4.18, se observa que al inicio del periodo de operación estable, la velocidad de sedimentación de la cama de lodos se encuentra por arriba de 1.5 m/h, valor que fue incrementando hasta llegar a valores de 3.4 m/h al final de la operación, ambos valores adecuados, considerando la naturaleza floculenta de la cama de lodos.

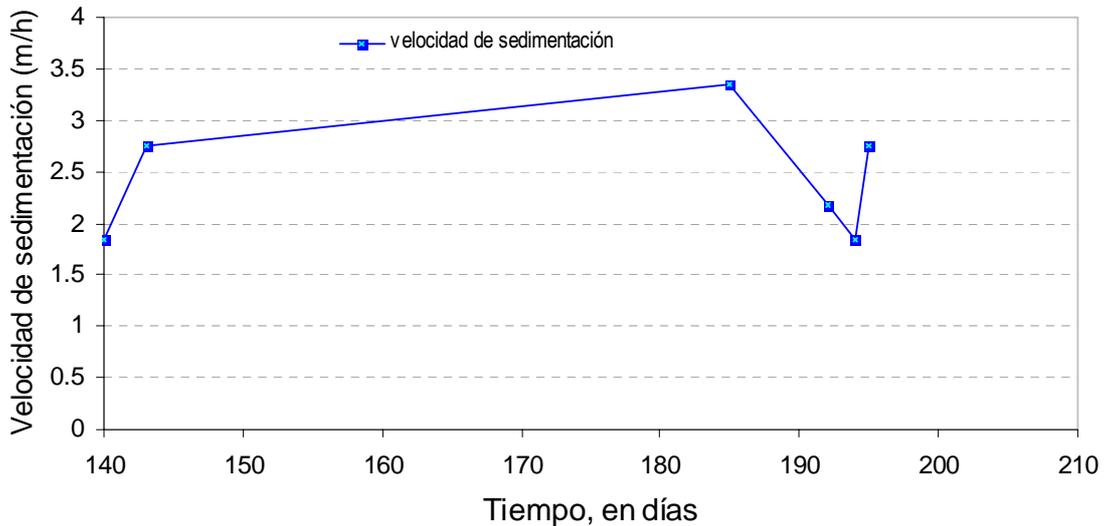


Figura 4.18 Velocidad de sedimentación de los lodos contenidos en el digestor

4.2.4 Balance de masa

Para evaluar el funcionamiento del proceso en cuanto a la remoción de sólidos suspendidos volátiles dentro del digester 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:

F_e = Flujo másico entrante que cruza la frontera del sistema

F_s = Flujo másico saliente que cruza la frontera del sistema

R = Remoción total en el sistema

A = Acumulación dentro del sistema

P = Producción dentro del sistema

En el digester anaerobio no convencional, se muestran las siguientes variables en el digester, figura 4.19

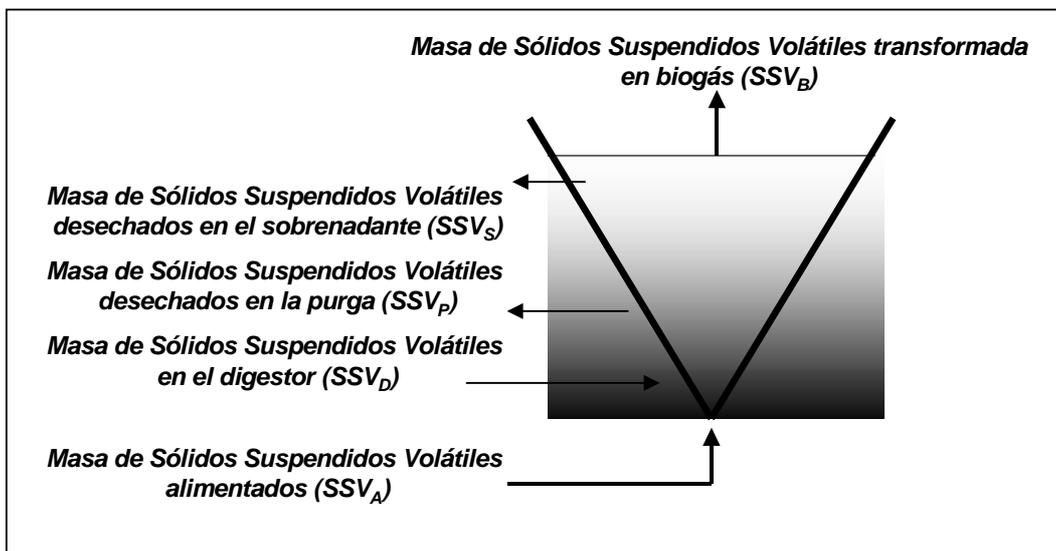


Figura 4.19 Diagrama de flujo de sólidos suspendidos volátiles en el reactor UASB.

A partir de la ecuación 1 y de la figura (4.19) se tiene que:

$F_e = SSV_A$	[kgSSV]
$F_s = SSV_S + SSV_P$	[kgSSV]
$R = SSV_B$	[kgSSV]
$A - P = SSV_D$	[kgSSV]

Obteniéndose la siguiente ecuación para el digestor:

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

Por otro lado:

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

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 digestor 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 como el valor de purga al lodo evacuado en el sobrenadante (no hubo purgas por las tuberías destinadas a ello), el balance de masa se hizo fijando como instante i al inicio del periodo al que se le llamó de operación estable del digestor, y como instante f al final del mismo periodo y haciendo las siguientes consideraciones:

- * El volumen útil del digestor es de 18 m³.
- * La aparente nula producción de biogás impidió calcular experimentalmente los SSV_B del balance.
- * Los sólidos suspendidos volátiles en el digestor en el tiempo i (SSV_{Di}), son el promedio de la concentración de SSV en el digestor durante las dos primeras semanas de operación y así mismos los sólidos suspendidos volátiles en el digestor en el tiempo f (SSV_{Df}), son el promedio de la concentración de los SSV en el digestor durante las dos últimas semana de operación.
- * La purga de lodos del digestor no se realizó debido a que durante la operación el proceso no se pudo purgar correctamente, ya que se presentaron elevadas concentraciones de sólidos suspendidos volátiles en el sobrenadante, que al final se relacionó con la acumulación de nata en la superficie del digestor y que era arrastrada por el efluente.
- * El periodo considerado estable tuvo una duración de 60 días.

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

Balance: KgSSVs Purga=0

$$\begin{aligned} SSV_A &= 2835.55 \text{ kgSSV} \\ SSV_S &= 2574.49 \text{ kgSSV} \\ SSV_P &= 0 \text{ kgSSV} \\ SSV_{Di} &= 313.38 \text{ kgSSV} \\ SSV_{Df} &= 286.29 \text{ kgSSV} \end{aligned}$$

Sustituyendo valores en la ecuación 4 y despejando SSV_B , se tiene que teóricamente 288.14 kg de SSV fueron eliminados durante la operación del digestor, lo que equivale a un porcentaje de eliminación del 10.16%. Estos resultados son calculados y no consideran errores experimentales.

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

$$288.14 = 2835.55 - 2574.49 - 0 - 286.29 + 313.38$$

4.2.5 Porcentaje de reducción de SST con base en concentraciones promedio

Con el propósito de mostrar un aproximado en la eficiencia de remoción de SSV en el digestor y con base en resultados experimentales, se realizó el calculo de acuerdo con Metcalf & Eddy (1991).

El porcentaje promedio de SSV durante la segunda etapa del proceso de operación en el digestor fue del 55% mientras que el porcentaje promedio de SSV para el influente fue del 78%. A partir de estos datos se hace el siguiente planteamiento:

Porcentaje de reducción de sólidos volátiles.

	% Sólidos Suspendidos Fijos (SSF)	% Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)
Influente	22	78
Cama de lodos	45	55

Entonces; asumiendo como base un lote de 100 Kg de SST en el influente y que la masa de SSF se mantiene constante:

$$SSF_{en\ influente} = \frac{0.22Kg}{0.22Kg + 0.78Kg} (100kg) = 22\%$$

$$45\% = \frac{0.22Kg(100)}{0.22Kg + X}$$

SSF en la cama de lodos (lodos digeridos) =

Resolviendo para X:

$$X = 0.27 \text{ KgSSV}$$

Con este resultado, la masa de lodos digeridos será:

$$27\text{KgSSV} + 22\text{KgSSF} = 49\text{KgSST}$$

Por lo tanto:

$$\text{Porcentaje de reducción de SST} = \frac{100 - 49}{100} * 100 = 51\%$$

$$\text{Porcentaje de reducción de SSV} = \frac{78 - 27}{78} * 100 = 65\%$$

De acuerdo a la bibliografía, los digestores anaerobios de alta tasa para lodos, tienen eficiencias de remoción de SSV del 45 al 50% (Metcalf & Eddy, 1991) y logran una reducción de la masa total de SST del 25 al 45% (Noyola, 1998), por lo que los valores obtenidos por cálculo en este trabajo no caen dentro de los intervalos, siendo mayores. Lo anterior confirma posibles errores en los valores utilizados para realizar el balance de masa presentado.

4.2.6 Producción teórica de biogás

La producción de biogás en el digestor no convencional UASB, no se pudo cuantificar, y se supone que la mayoría de este se desalojó del sistema disuelto en el efluente, por lo que se desconoce la producción diaria. Sin embargo, se puede estimar de manera teórica ya que la producción teórica de biogás es de 0.75 a 1.12 m³CH₄ / kgSSV eliminados (Noyola, 1998), en un digestor anaerobio de lodos, y tomando en cuenta que el porcentaje de eliminación obtenido del balance de masa equivale a 288.14 kgSSV, la producción total de biogás fue de: 216.1 a 322.7 m³ CH₄ que equivale al día entre 4.3 a 5.3 m³CH₄ /d. De nuevo, este dato es calculado, no medido.

4.2.7 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 digestor, se llevaron a cabo las pruebas de coliformes fecales a través de la obtención del número más probable (NMP), *Salmonella* y la de cuantificación de huevos de helminto.

4.2.7.1 Coliformes fecales

Los resultados de la determinación de coliformes fecales en el influente, sobrenadante y cama de lodos en el digestor se muestran en la tabla 4.1 y son el promedio de dos muestras. Para los coliformes fecales se observa que no presentaron una reducción entre el influente y la cama de lodos; por el contrario, estos se incrementan en una orden de magnitud.

Tabla 4.2 Contenido promedio de coliformes fecales en influente, sobrenadante y lodos

Muestra	(NMP/gST)
Influente	7.7E5 ± 6.3E4
Sobrenadante	4.6E5 ± 4.9E4
Lodo del digestor	4.1E6 ± 2.3E6

La diferencia en los diversos valores de la reducción mostrados en la tabla 4.2, puede deberse a una interferencia generada por la metodología de muestreo, en la que las muestras fueron obtenidas a partir de la extracción de núcleos completos de la cama de lodos a través de puertos de muestreo ubicados en la parte superior del digestor, captando en la parte inferior de la cama microorganismos recién ingresados en el influente del digestor, cuando lo recomendable hubiera sido haber obtenido las muestras para este análisis de zonas superiores en la cama, en donde se encontrarán lodos con mayores tiempos de residencia celular.

La concentración encontrada en los lodos de coliformes fecales de 4.1×10^6 NMP/gST, se encuentra por encima del especificado por la NOM-004-SEMARNAT-2002 para biosólidos clase B (2.0×10^6 NMP/gST).

4.2.7.2 *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 4.3. Los resultados presentados son el promedio de dos muestras. En ella se observa que se acumulan en la cama de lodos, lo cual hace notar que no se dieron las condiciones de temperatura y pH, para poder realizar su disminución.

Tabla 4.3 Contenido promedio de *Salmonella* en influente, sobrenadante y lodos

Muestra	(NMP/gST)
Influente	270 ± 72
Sobrenadante	110 ± 14
Lodo del digestor	8250 ± 1100

4.2.7.3 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 4.4. Los resultados presentados son el promedio de dos muestras. De acuerdo a estos resultados, se aprecia que no hubo una acumulación de huevos de helminto en la cama de lodos y que solo se logró disminuir el porcentaje de viabilidad en 10 puntos porcentuales. Esto confirma que las condiciones en las cuales se operó el digestor, considerando principalmente la temperatura y el pH, no generaron un ambiente capaz de vulnerar la pared de los huevos de helminto para poder cumplir con la normatividad, ya que los valores también están por encima para los diferentes tipos de biosólidos que se especifican en esa norma.

Tabla 4.4 Contenido promedio de Huevos de helminto en el influente y lodos

Muestra	HH/gSST	% Viables
Influente	77 ± 7	61
Lodo del digestor	62 ± 7	51

5. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos, especialmente la relación entre SSV y SST en la cama de lodos con respecto al influente, durante toda la experimentación y en particular en la etapa de operación estable, permiten establecer que solo se alcanzó una estabilización parcial de la materia orgánica contenida en los lodos alimentados, insuficiente para considerarlos digeridos

El arreglo propuesto puede recibir lodo de purga diluido, con tiempos de retención hidráulica menores a un día y basándonos en la concentración promedio de SST en la cama de lodos del digester, se concluye que se logra un buen espesamiento y así se puede prescindir del uso de dispositivos adicionales para tal efecto.

Considerando como referencia la norma para biosólidos NOM-004-SEMARNAT-2002, no es posible cumplir con ninguna clase de biosólidos según lo especifica la Normativa. Para el caso de coliformes fecales, no hubo un efecto positivo en la remoción de estos indicadores patógenos, alcanzando 4.1×10^6 NMP/gST, ligeramente superior al valor que de acuerdo a la NOM-004-SEMARNAT-2002 corresponde a un biosólido Clase C, 2.0×10^6 NMP/gST. En relación con los resultados de *Salmonella spp.*, se encontró un valor de 8,600 NMP/gST en la cama de lodos, también superior al reportado en la NOM-004-SEMARNAT-2002 que corresponde a un biosólido Clase C, menor de 300 NMP/gST. Por último, el contenido de huevos de helmintos viables en la cama de lodos fue de 51 HH/ gST, con 51% viables, sale del valor mínimo especificado por la clase C de menor a 35 HH/ gST.

En general, los resultados obtenidos en este trabajo muestran que aún es necesario desarrollar la investigación con objeto de alcanzar una estabilización del lodo más completa y una reducción de patógenos y helmintos y así poder cumplir con la Clase C de la normatividad mexicana sobre biosólidos.

6. BIBLIOGRAFÍA

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

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

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

Cabirol N., Barragán E., Duran A. y Noyola A. (2003). Effect of aluminium and sulphate on anaerobic digestion of sludge from wastewater enhanced primary treatment. *Water Science and Technology*, 235-240.

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.

Gujer, W. & Zehnder, J.B. (1983). Conversión proceses in anaerobic digestión. *Wat. Sci. Tech.* Vol 5. pp. 127-167.

Khanal S.K., Isik H. and Sunk S. (2006). Effect of ultrasonic pre-treatment on aerobic digestion of waste activated sludge

Krugel, S., Nemeth, L., Peddie, C. (1998). Extending thermophilic anaerobic digestion for producing class A biosolids at the Greater Vancouver Regional Districts Annacis Island wastewater plant. *Wat. Sci. Tech.* Vol 38, No 8-9. pp. 409-416.

Malina, J.F. and Pohland, F.G. (1992). Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. Technomic Publishing Co. USA. 214 pp.

Mancebo del Castillo, U. (2001). Digestión anaerobia no convencional de lodos combinados, utilizando un reactor tipo UASB. UNAM. Tesis Maestría.

Metcalf & Eddy (1991). Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 3rd Edition. Mc Graw-Hill. USA. 1334 pp.

Metcalf & Eddy (2003). Wastewater Engineering: treatment and reuse. 4rd Edition. Ed. McGraw-Hill, ISBN: 0-07-112250-8, USA.

Moen Greg (2004). Formación de espuma en digestores anaeróbicos: causas y soluciones, Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Núm. 76. pp 80-83.

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

Noyola, A. (1998a). Anaerobio vs. Aerobio, un debate (casi) superado. Biológico vs. primario avanzado, ¿el nuevo debate?. Ingeniería y Ciencias Ambientales. Núm. 34. Enero-Febrero. pp 10-14.

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

Pérez A. (2004). Escalamiento de un digestor no convencional para lodos biológicos e purga, caso de estudio: planta de tratamiento de aguas residuales Cerro de la Estrella. Tesis de licenciatura, Facultad de Química, UNAM, México.

Qasim, S. (1994). Wastewater treatment plants. Technomic Publishing Co. USA. 726 pp.

Sebastian Borowski and Józef Stanisław Szopa (2006). Experiences with the dual digestion of municipal sewage sludge

Thanikal J.V. and Torrijos M. (2006). Characterization of the activated sludge and of the operating conditions of 6 SBR treating dairy effluent and operated and industrial scale

Tarek A. Elmitwalli and Ralf Otterpohl (2006). Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor

SEMARNAT (2002). Norma oficial mexicana NOM-004-ECOL-2002, protección ambiental, que establece las especificaciones y límites permisibles de contaminantes en lodos y biosólidos para su aprovechamiento y disposición final. Diario Oficial agosto de 2003. Pp. 61

Van Lier, J.B., Tilche, A., Ahring, B.K., Macarie, H., Moletta, R., Dohanyos, M., Hulshoff Pol, L.W., Lens, P., Verstraete, W. (2001). New perspectives in anaerobic digestion. Wat. Sci. Tech. Vol 43. No 1. pp 1-18.

Water Environment Federation (1993). Sludge stabilization. Manual of practice No. FD-9. USA. 105 pp.

Water Pollution Control Federation (1987). Anaerobic sludge digestion. Manual of practice No. 16. 2nd Edition. USA. 118 pp.

ANEXOS

1.- MÉTODOS ANALÍTICOS NO NORMALIZADOS

ÍNDICE DE ALCALINIDAD (α)

La determinación del parámetro α 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:

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

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 CH₄ 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 CH₄ 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:

$$IVL = \frac{\text{Vol. sedimentado}_{30\text{min}} (\text{mL})}{\text{Masade SST en 50 mL} (\text{g})}$$

La Vsed se determinó de acuerdo con la siguiente fórmula:

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

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 cm²)

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

2.- ANEXO FOTOGRAFICO



Figura A.1. Cárcamo de llegada de lodos para su posterior alimentación y puerto de muestreo



Figura A.2. Vista lateral del reactor UASB, bombas de recirculación de efluente y puerto de muestreo



Figura A.3. Vista aérea del reactor UASB



Figura A.4. Sistema de intercambio de calor

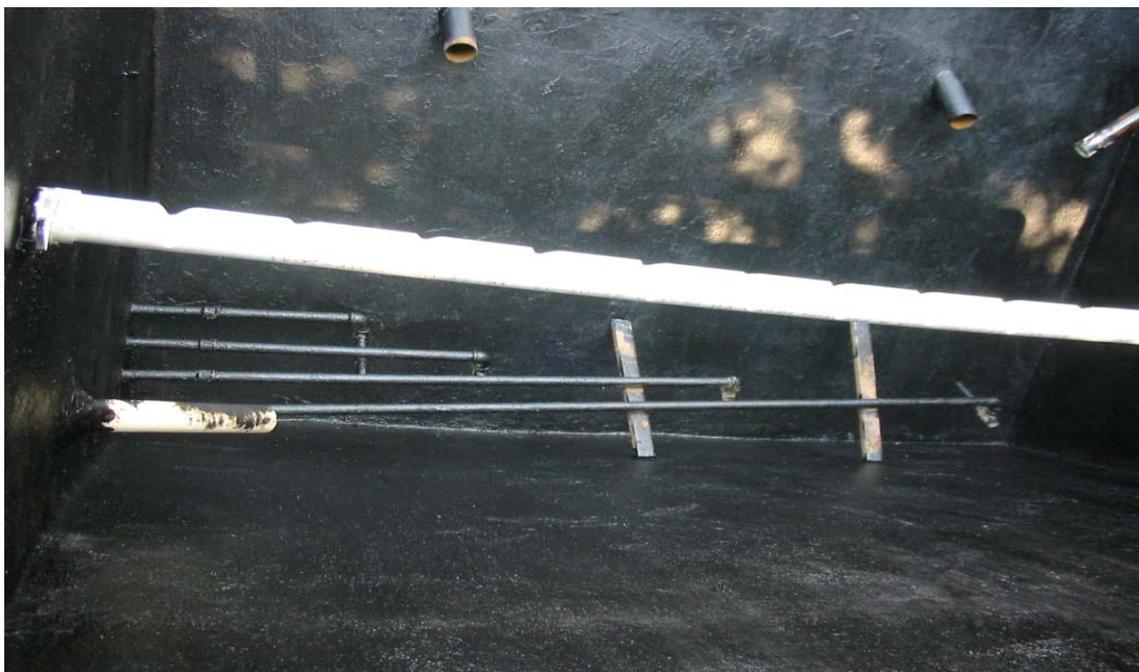


Figura A.5. Configuración y tubería interna del reactor

3.- TABLAS DE RESULTADOS OBTENIDOS EN EL LABORATORIO, 2ª ETAPA.
SÓLIDOS SUSPENDIDOS

DÍA DE OPER.	INFLUENTE			EFLUENTE			LODO EN DIGESTOR		
	SST (g/L)	SSV (g/L)	SSF (g/L)	SST (g/L)	SSV (g/L)	SSF (g/L)	SST (g/L)	SSV (g/L)	SSF (g/L)
140	2.62	2.21	0.41	0.13	0.116	0.014			
141	1.385	1.176	0.209	0.16	0.144	0.016	20.1	13.4	6.7
142	1.8	1.515	0.285	0.06	0.032	0.028			
143	2.51	1.916	0.594	0.26	0.224	0.036			
144	2.22	1.808	0.412	0.124	0.116	0.008			
147	3.07	2.452	0.618	0.154	0.136	0.018			
148	2.406	2.021	0.385	0.388	0.183	0.205	27.54	18.8	8.74
149	2.325	1.957	0.368	0.566	0.529	0.037			
150	2.35	1.97	0.38	0.3	0.23	0.07			
151	1.805	1.371	0.434	0.196	0.172	0.024			
156	2.35	1.961	0.389	0.3	0.23	0.07			
161	3.52	2.918	0.602	0.254	0.218	0.036	22.67	16.02	6.65
162	2.76	2.32	0.44	1.23	0.86	0.37			
163	1.31	1.13	0.18	0.52	0.45	0.07			
164	3.572	2.782	0.79	0.264	0.202	0.062			
168	2.414	1.774	0.64	0.428	0.254	0.174			
169	2.37	1.162	1.208	0.595	0.362	0.233	13.332	9.932	3.4
170	1.717	1.147	0.57	0.65	0.32	0.33			
171	1.845	1.304	0.541	0.63	0.311	0.319			
172	2.19	1.352	0.79	0.573	0.366	0.207			
176	2.515	1.861	0.654	0.69	0.29	0.4			
177	2.84	2.46	0.38	0.938	0.458	0.4	16.016	12	4.016
178	4.425	3.766	0.659	0.907	0.504	0.403			
179	5.182	3.974	0.88	0.402	0.34	0.062			
180	3.656	2.752	0.57	0.636	0.52	0.116			
184	0.987	0.857	0.13	1.047	0.757	0.29			
185	1.91	1.17	0.74	0.487	0.423	0.064	24.504	16.406	8.098
186	3.09	2.25	0.822	0.37	0.32	0.05			
187	0.966	0.814	0.152	0.775	0.57	0.205			
188	0.98	0.845	0.135	1.145	0.945	0.2			
193	1.75	1.13	0.62	0.998	0.728	0.27			
194	2.99	2.65	0.34	1.036	0.696	0.34	15.774	9.968	5.806
195	2.47	1.96	0.51	0.6	0.476	0.124			
196	5.6	4.6	1	0.41	0.332	0.078			
197	5.222	3.778	1.444	0.2	0.17	0.03			
202	4.318	3.411	0.907	0.414	0.204	0.21			
203	5.07	3.81	1.26	0.24	0.12	0.12	20.23	13.25	6.98
207	3.035	2.665	0.37	4.382	3.066	1.316			
208	6.106	5.336	0.77	4.06	3.49	0.57			
209	4.739	3.526	1.213	0.84	0.57	0.27	32.06	18.56	13.5
211	4.6	3.77	0.83	0.93	0.76	0.17			
214	3.6	2.98	0.62	1.21	0.91	0.3			
220	4.81	3.92	0.89	0.793	0.666	0.127			
1ªEtapa									
N	24.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	5.00	5.00	5.00
X	2.44	1.93	0.62	0.33	0.23	0.10	15.78	11.04	4.75
S	0.60	0.47	0.44	0.34	0.26	0.09	2.79	2.18	1.49
2ªEtapa									
N	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	60.00	8.00	8.00	8.00
X	2.87	2.25	0.61	0.68	0.49	0.19	21.52	14.37	7.15
S	1.33	1.13	0.33	0.73	0.57	0.21	6.43	3.59	3.16

POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH) Y RELACIÓN DE ALCALINIDAD (alfa)

DÍA DE OPERACIÓN	INFLUENTE		EFLUENTE		LODO EN EL DIGESTOR	
	pH	(alfa)	pH	(alfa)	pH	(alfa)
140	7.6	0.73	7.86	0.80	7.71	0.60
141	7.59	0.70	8.03	0.83		
142	7.57	0.73	8.09	0.88		
143	7.83	0.69	7.93	0.84		
144	7.51	0.72	7.96	0.83	7.99	
150	7.58	0.76	7.84	0.86		0.70
151	8.09	0.75	8.14	0.93		
152	7.58	0.63	7.84	0.82		
154	7.58	0.62	7.84	0.80		
155	7.58	0.62	7.84	0.83	7.26	
161	7.92	0.75	8.38	0.86		0.62
162	7.42	0.66	7.77	0.77		
163	7.49	0.66	7.95	0.75		
164	7.57	0.67	7.96	0.86	7	
165	7.96	0.73	8.01	0.85		
170	7.93	0.73	8.09	0.79		0.64
171	7.85	0.75	8.15	0.83		
172	7.43	0.59	7.97	0.81		
173	7.8	0.61	8.03	0.85	7.39	
174	7.09	0.68	7.93	0.77		
175	7.36	0.71	8.08	0.76		0.63
180	7.59	0.69	8.26	0.85		
181	7.57	0.72	7.94	0.83		
182	7.49	0.68	8.03	0.89	7.5	
183	7.25	0.61	7.88	0.82		
184	7.71	0.87	7.86	0.78		0.62
185	7.67	0.79	7.8	0.66		
190	7.48	0.77	7.01	0.75		
192	7.51	0.71	7.61	0.85	7.63	
193	7.84	0.70	8.1	0.85		
194	7.71	0.74	7.98	0.89		0.62
195	7.77	0.72	7.94	0.89		
200	7.42	0.62	7.91	0.75	7.45	
201	7.37	0.67	8.34	0.88		
202	7.49	0.60	7.64	0.82		
203	7.75	0.55	7.52	0.82	7.88	0.63
206	7.57	0.61	7.51	0.80		
211	7.2	0.74	7.01	0.51		
214	7.37	0.76	6.93	0.59		
220	7.93	0.74	8.15	0.86	7.51	0.64
1ª Etapa						
N	88.00	88.00	70.00	70.00	6.00	6.00
X	7.53	0.70	7.64	0.81	7.75	0.52
s	0.27	0.08	0.35	0.06	0.40	0.17
2ª Etapa						
N	64.00	64.00	61.00	61.00	9.00	9.00
X	7.62	0.69	7.91	0.81	7.51	0.63
s	0.22	0.06	0.30	0.07	0.30	0.03

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

DÍA DE OPERACIÓN	INFLUENTE (mg/L)		EFLUENTE (mg/L)		LODO EN EL DIGESTOR (mg/L)	
	DQOt	DQOs	DQOt	DQOs	DQOt	DQOs
196	4800	1324.1	4634.5	1489.7		
209	3310.3	1324.1	1820.7	1655.2		
214	2317.2	1820.7	6620.7	1489.7		
220	6181.8	181.8	1272.7	1272.7	9272.7	545.5
222	6000.0	909.1	3090.9	909.1	8000.0	181.8
229	9090.9	2363.6	363.6	0.5	8727.3	181.8
2ª Etapa						
N	6	6	6	6	3	3
X	5283.4	1320.6	2967.2	1136.1	8666.7	303.0
S	2397.6	748.9	2328.4	613.1	638.5	209.9

ACIDOS GRASOS VOLÁTILES

DÍA DE OPER.	INFLUENTE (mg/L)			EFLUENTE (mg/L)			LODO EN EL DIGESTOR (mg/L)		
	Acético	Propiónico	Butírico	Acético	Propiónico	Butírico	Acético	Propiónico	Butírico
108	136.16	14.54	48.46	55.74	44.52	26.40			
111	144.89	31.69	23.53	64.59	18.70	22.29			
113	54.12	8.31	19.82	25.31	1.04	6.81			
117	46.26	2.08	0.62	12.22	1.04	9.29	44.66	17.79	4.67
123	34.91	1.04	4.95	1.75	31.69	3.72			
129	19.20	1.04	0.62	62.84	4.16	8.67			
137	1.75	6.23	0.62	17.46	3.12	6.81	32.00	0.00	0.62
144	34.91	2.08	0.62	19.20	1.04	1.86			
154	16.58	3.12	4.33	13.97	5.19	7.12	22.69	1.04	0.62
163	1.75	4.16	2.48	16.58	2.08	0.62	27.06	11.95	3.41
175	24.44	37.40	8.67	1.75	5.32	10.82	15.71	9.35	2.48
185	77.68	14.54	3.72	5.24	1.04	0.62	27.06	15.58	1.86
196	21.82	13.51	0.62	17.46	3.12	9.29	20.95	8.31	3.10
207	3.49	5.19	0.62	13.97	1.04	3.10	52.37	13.51	0.62
214	24.44	31.17	2.48	8.73	1.04	0.62	13.97	8.31	1.86
1ª Etapa									
N	7.00	7.00	7.00	7.00	7.00	7.00	2.00	2.00	2.00
X	62.47	9.28	14.09	34.27	14.89	12.00	38.33	8.89	2.64
s	56.09	11.01	17.94	26.15	17.38	8.70	8.96	12.58	2.86
2ª Etapa									
N	8.00	8.00	8.00	8.00	8.00	8.00	7.00	7.00	7.00
X	25.64	13.90	2.94	12.11	2.48	4.25	25.69	9.72	1.99
s	23.77	13.51	2.72	6.23	1.86	4.20	12.81	4.71	1.10