



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO

DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES POR
DIGESTIÓN ANAEROBIA**

TRABAJO MONOGRÁFICO
Para obtener el título de
Ingeniero Ambiental

PRESENTA
Rony Abimael Maza Ortíz

Chetumal, Quintana Roo, México.
Febrero 1999

Ø 43788



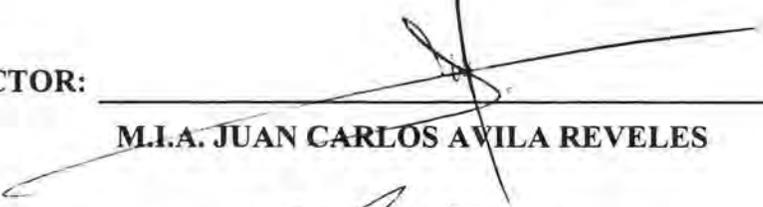
UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO

Trabajo monográfico elaborado bajo la supervisión del comité de asesoría aprobado como requisito parcial, para obtener el título de:

INGENIERO AMBIENTAL

COMITÉ:

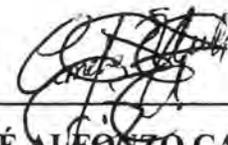
DIRECTOR:


M.I.A. JUAN CARLOS AVILA REVELES

ASESOR:


M.C. JOSÉ MARTÍN RIVERO RODRÍGUEZ

ASESOR:


ING. JOSÉ ALFONZO CANCHÉ UUH

Chetumal, Quintana Roo. Febrero de 1999.

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a:

Dios: Por brindarme la vida, y por darme la fuerza y fe para lograr uno de mis objetivos más anhelados; mi formación académica.

Mis abuelos: Jesús Ortíz y Noemi Matus, quienes fueron la base de mi formación personal y por contar con su confianza y amor que siempre me han brindado.

Mi madre: Mirna Ortíz, a quien quiero y respeto. Por su apoyo y confianza que siempre me ha dado en toda tarea que he emprendido, y por los buenos consejos que me han ayudado en mi formación personal y académica.

Mis hermanos: Orlando, Merari y Kenny a quienes quiero y son la razón para motivarme y poner el ejemplo como hermano mayor.

Mi esposa: Solitaire Dionne Parra, a quien amo. Por brindarme su apoyo y confianza durante los momentos más difíciles, y por su amor incondicional que siempre me ha brindado.

Mi hijo: Rony Kresten Maza, a quien quiero mucho y es un motivo para superarme.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a:

Juan Solis: Quien ha sido como un padre para mí, e influyó de manera significativa para realizar esta jornada.

Mis Profesores: A todos los profesores que participaron en mi formación académica, directa e indirectamente. En especial a Juan Carlos Avila Reveles, José Martín Rivero Rodríguez y José Alfonzo Canché Uuh, quienes influyeron significativamente en mi formación académica, su apoyo y dirección fueron esenciales para la elaboración de este trabajo.

Mis compañeros y amigos: Orlando Cuevas Domínguez, Jorge Antonio Dzul Chí y Nidia Sánchez Pool, compañeros de generación, y a todos los compañeros de la Carrera de Ingeniería Ambiental e Ingeniería en Sistemas de Energía con quienes compartí grandes momentos durante el desarrollo de mi formación académica y que influyeron de alguna manera para llegar a esta meta. En especial a Luis Alfonso Martín Díaz, quien me apoyó en la realización de este trabajo.

José García: Un amigo a quien respeto y admiro, por haberme ayudado a alcanzar esta meta.

Al Gobierno de México: Por haberme otorgado una beca a través de la Secretaría de Relaciones Exteriores. Sin este apoyo no hubiese logrado mi formación profesional.

CONTENIDO

	Página
LISTA DE TABLAS	iv
LISTA DE CUADROS	v
LISTA DE FIGURAS	vi
SIMBOLOGÍA	vii
INTRODUCCIÓN	1
 CAPÍTULO I	
CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES	4
I.1.- Fuentes de Aguas Residuales	4
I.1.1.- Aguas domésticas	4
I.1.2.- Aguas residuales industriales	5
I.1.3.- Aguas pluviales y agrícolas	5
I.2.- Composición de las Aguas Residuales	6
 CAPÍTULO II	
TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES	8
II.1.- Procesos de Tratamiento de las Aguas Residuales	8
II.1.1.- Procesos físicos	9
II.1.2.- Procesos químicos	9
II.1.3.- Procesos biológicos	10
II.2.- Grado de Tratamiento de las Aguas Residuales	11
II.3.- Eficiencia de los Diferentes Procesos de Tratamiento de las Aguas Residuales	11

CAPÍTULO III

TRATAMIENTO ANAEROBIO DE LAS AGUAS RESIDUALES	14
III.1.- Antecedentes de la Digestión Anaerobia	14
III.2.- La Digestión Anaerobia en México	17
III.3.- Procesos de Conversión en la Digestión Anaerobia	18
III.3.1.- Hidrólisis	19
III.3.2.- Acidogénesis	20
III.3.3.- Acetogénesis	20
III.3.4.- Metanogénesis	21
III.4.- Microbiología de la Digestión Anaerobia	22
III.5.- Evaluación de la Aplicabilidad del Tratamiento Anaerobio	24
III.5.1.- Tipo de agua residual	26
III.5.2.- Concentración del agua residual	26
III.6.- Factores que Afectan la Operación de los Procesos	
Anaerobios	28
III.6.1.- Influencia de la temperatura	29
III.6.2.- El pH	31
III.6.3.- Nutrientes	31
III.6.4.- Fuerza iónica, salinidad y compuestos tóxicos.....	33
III.7.- Ventajas y Desventajas del Tratamiento Anaerobio Bajo	
Condiciones Tropicales	38
III.8.- Monitoreo de los Digestores Anaerobios	40
III.9.- Producción de Biogas en el Proceso de la Digestión	
Anaerobia	41
III.10.- Control de la Producción de Malos Olores	43

CAPÍTULO IV

TIPOS DE DIGESTORES ANAEROBIOS	45
IV.1.- Clasificación de los Digestores Anaerobios	45
IV.2.- Sistemas de Crecimiento Suspendido	49
IV.2.1.- Digestor anaerobio convencional	49

IV.2.2.- Sistema anaerobio de contacto	51
IV.3.- Sistemas de Crecimiento Fijo o de Película Fija	54
IV.3.1.- Filtro anaerobio	56
IV.3.2.- Sistemas de lecho fluidizado y/o expandido	60
 CAPÍTULO V	
DIGESTOR ANAEROBIO DE MANTO DE LODOS DE FLUJO	
ASCENDENTE (UASB)	65
V.1.- Características de los Digestores UASB	65
V.2.- Aplicación de los Digestores UASB	67
V.3.- Criterios de Diseño para Digestores UASB	69
V.3.1-Forma y tamaño del digestor	69
V.3.2.- Resultados obtenidos de digestores UASB a escala completa.....	71
 CAPÍTULO VI	
COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LOS SISTEMAS DE	
TRATAMIENTO ANAEROBIO	74
 CAPÍTULO VII	
RECOMENDACIONES	79
LITERATURA CITADA	81

LISTA DE TABLAS

Tabla No.		Página
1	Composición típica de un agua residual no tratada	7
2	Eficiencia de diferentes procesos de tratamiento	13
3	Clasificación de las bacterias metanogénicas de acuerdo al sustrato que utilizan.....	24
4	Elementos traza esenciales para enzimas de bacterias anaerobias	32
5	Concentraciones de compuestos inorgánicos inhibidores a los microorganismos de la digestión anaerobia	35
6	Compuestos orgánicos que causan efectos de inhibición a bacterias metanogénicas	36
7	Parámetros para el monitoreo de los digestores anaerobios	41
8	Comparación de sistemas de tratamiento anaerobio: crecimiento suspendido, híbrido, y crecimiento fijo	48
9	Digestores UASB construidos antes de septiembre de 1990.....	68
10	Valores empíricos de las constantes características y los tiempos de retención para una eficiencia de remoción de DQO del 80% para diferentes sistemas anaerobios (Temperatura > 20 °C)	75
11	Eficiencia de los diferentes procesos anaerobios comunes	76
12	Eficiencia de diferentes sistemas de tratamiento en aguas residuales industriales	77

SIMBOLOGÍA

A:	Área superficial (m ²)
BSR:	Bacterias Sulfato Reductoras
C:	Carbono
CaCO ₃ :	Carbonato de calcio
CH ₃ COOH:	Ácido Acético
CH ₄ :	Metano
CNA:	Comisión Nacional de Agua
CO ₂ :	Bióxido de Carbono
COT:	Carbon Organico Total
COVs:	Compuestos Orgánicos Volátiles
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/l o kg/l)
DQO:	Demanda Química de Oxígeno (mg/l o kg/l)
E:	Eficiencia de remoción de DQO
FA:	Filtro Anaerobio
FB:	Lecho Fluidizado
FeS:	Sulfuro de Hierro
H:	Altura del digestor
H ₂ :	Hidrógeno
H ₂ S:	Ácido Sulfhídrico
IMTA:	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
INEGI:	Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática
M:	Concentración Molar (mol/l)
N:	Nitrógeno
NaCl:	Cloruro de Sodio
NH ₄ ⁺ :	Ión amonio
NKT:	Nitrógeno Total o Kjendhal
N-NH ₃ :	Nitrógeno Amoniacal
P:	Fósforo

pH:	Potencial de Hidrógeno
pK_a :	Constante de Disociación
PO_4^{-3} :	Fosfato
Q:	Flujo volumétrico (m^3/d)
r :	Taza de la digestión anaerobia
RALF:	Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado
S:	Azufre
S_e, S_i :	Concentración de sustrato en el efluente e influente, respectivamente
SO_4^{-2} :	Sulfato
SS:	Sólidos Suspendidos
SST:	Sólidos Suspendidos Totales
SSV:	Sólidos Suspendidos Volátiles
SSVLM:	Sólidos Suspendidos Volátiles de Licor Mezclado
ST:	Sólidos Totales
STP:	Condiciones Estándares de Temperatura y Presión (0 °C y 1 atm)
T:	Temperatura (°C)
TRH:	Tiempo de Retención Hidráulico (h)
TRS:	Tiempo de Retención de Sólidos o Biomasa (d)
UADY:	Universidad Autónoma de Yucatán
UASB:	Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reactor Anaerobio de Manto de Lodos de Flujo Ascendente)
UNAM:	Universidad Nacional Autónoma de México
v :	Velocidad
V:	Volumen del digestor

UNIDADES

atm:	Atmósferas
°C:	Grados Celcius
d:	Días
g:	Gramos
h:	Horas

kg: Kilogramo
l: Litros
m: Metros
mg: Miligramos
ml: Mililitros
mmol: Milimol
No./100ml: Número de colonias en cien mililitros
µg: Microgramos

INTRODUCCIÓN

"El goce del grado máximo de salud que se pueda lograr es uno de los derechos fundamentales de todo ser humano sin distinción de raza, religión, ideología política o condición económica y social". Según la Organización Mundial de la Salud (O.M.S.), salud se refiere a "un estado de completo bienestar físico, mental y social", quedando fijado el nivel de salud por el grado de armonía que exista entre el ser humano y el medio que sirve de escenario o de recurso de vida (Hernández-Muñoz, 1992a)

La contaminación de las aguas es uno de los factores importantes que rompe esa armonía entre el ser humano y su medio ambiente, convirtiendo los cuerpos acuáticos inadecuados para el aprovechamiento del ser humano y de las demás formas de vida, por lo cual se vuelve demandante luchar contra la continua contaminación del agua para mantener en equilibrio los cuerpos acuáticos, ya que el agua es el líquido vital de todo organismo viviente.

El tratamiento de las aguas residuales se realiza con el objetivo de eliminar o reducir las sustancias que contaminan el agua para evitar la contaminación producida por las aguas vertidas sobre los cuerpos receptores (ríos, lagos y el mar) o proveer agua de una calidad adecuada para su reutilización o para ambos propósitos. Por tanto el tratamiento de las aguas residuales se realiza para la protección del medio ambiente y conservar el equilibrio ecológico en la tierra (Magaña-Medina, 1996).

La contaminación acuática es la presencia de alguna sustancia que cambia la composición o el estado del agua, modificándola de tal manera que impida, ya sea por su naturaleza o concentración, el uso de la misma para un propósito determinado, como el aprovechamiento por el ser humano o el desarrollo de diferentes tipos de vida.

La calidad del agua se define de acuerdo a los límites o rangos de las sustancias que se encuentran en ella, ya sea disueltas o suspendidas. Éstas varían de acuerdo al uso que se le dé al agua.

El crecimiento progresivo de núcleos o asentamientos humanos, el aumento de la densidad de la población, sus diferentes actividades, como la ganadería, la agricultura intensiva para satisfacer las demandas de una población que evoluciona, y el desarrollo industrial son las causas principales de la contaminación acuática en todos sus niveles (aguas subterráneas, ríos, lagos y mares), destruyendo o modificando la flora y fauna, rompiendo el equilibrio de los ecosistemas, así como la armonía entre el hombre y su medio (Hernández-Muñoz, 1992a).

La generación de aguas residuales en México es un problema creciente que requiere solución. A nivel nacional se generan $184 \text{ m}^3/\text{s}$ de aguas residuales, de las cuales el 57 % corresponde a descargas municipales y el 43 % restante a descargas de tipo industrial (Saval, 1994), y se estima que esta cantidad se incremente a $208 \text{ m}^3/\text{s}$ para el año 2,000 (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 1994). Según la Comisión Nacional del Agua (CNA, 1995), hasta diciembre de 1994 menos del 10 % de las aguas residuales generadas eran sometidas a un tratamiento antes de ser vertidas a cuerpos receptores. Lo anterior se traduce en grandes cantidades de materia orgánica contaminante que son vertidas a cuerpos de agua. Frente a esta realidad es imprescindible y urgente proponer alternativas para dar tratamiento a las aguas residuales.

Básicamente existen dos tipos de procesos biológicos para el tratamiento de las aguas residuales, los aerobios y los anaerobios. En los procesos aerobios es necesario suministrar oxígeno para favorecer la degradación de la materia orgánica, esto trae como consecuencia altos consumos de energía además de la generación de grandes cantidades de lodos (biomasa o material celular) que deben ser sometidos a una digestión posterior, lo cual es la etapa más difícil y costosa del proceso.

Los procesos anaerobios no requieren suministro de energía, por el contrario, generan una cantidad de biogas (de un 80 a 90 % de la materia orgánica es convertida a biogas) que puede ser utilizado como fuente de energía para el calentamiento de los reactores en los lugares donde se tienen bajas temperaturas. Adicionalmente, la producción de lodos (biomasa o materia celular) es baja por lo que se reduce notablemente la disposición final

de lodos de purga. En general, los procesos anaerobios soportan cargas orgánicas entre 10 y 40 kg. DQO/m³.día, mientras que los procesos aerobios sólo pueden recibir cargas del orden de diez veces menos (Saval, 1994). Estos aspectos, aunados a otras importantes ventajas técnicas hacen a los procesos anaerobios económicamente atractivos.

En el estado de Quintana Roo es necesario satisfacer crecientes necesidades en materia de tratamiento de aguas residuales con tecnologías aplicables a nuestro medio, es decir, eficientes y con bajos costos de operación, en donde la tecnología anaerobia se perfila como la alternativa más atractiva para su aplicación.

Esta investigación documental se enfoca sobre los diferentes sistemas de tratamiento anaerobio que se utilizan para las aguas residuales, con el objetivo de que sirva como una fuente bibliográfica para los cursos que se imparten en el área de tratamiento de aguas residuales. También puede ser útil como base para seleccionar el sistema que se debe de utilizar para el tratamiento de un agua residual, conociendo las características del agua residual a tratar y la eficiencia de remoción que se desee obtener. Consideraciones más a fondo sobre el diseño de los sistemas se pueden consultar en las fuentes bibliográficas de la literatura citada.

La información recopilada en gran parte pertenece a investigadores que han realizado trabajos en condiciones tropicales similares a las de nuestra región, por lo que se puede adoptar esta tecnología y aprovechar la experiencia e información generada por ellos.

CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES

I.1- Fuentes de Aguas Residuales

Las cuatro fuentes fundamentales de aguas residuales son:

- 1.) Aguas domésticas
- 2.) Aguas residuales industriales
- 3.) Escorrentías de usos agrícolas
- 4.) Pluviales.

I.1.1.- Aguas domésticas

Las aguas residuales domésticas son aquellas que provienen del uso de la actividad humana, por lo que contienen residuos de alimentos, excreciones, residuos de limpieza casera, etc. Se caracterizan por ser inodoras, si son recientes, y por su color gris amarillento o blanco. Al fermentarse producen malos olores debido a la producción de ácido sulfhídrico, pasando su color a gris negruzco (Hernández-Muñoz, 1992b).

Estas descargas se caracterizan por contener productos orgánicos, inorgánicos y microorganismos. Entre los productos orgánicos pueden señalarse residuos de origen vegetal (almidones); origen animal: excreciones humanas (heces, urea), grasas y aceites, proteínas, ácidos grasos (acético y láctico); y bases jabonosas e hidrocarburos. Los productos inorgánicos consisten en sales disueltas (nitritos, nitratos, fosfatos, carbonatos); gases (sulfhídrico, metano) y elementos inertes tales como residuos de materiales, tierra, arena, papel, etc.

I.1.2.- Aguas residuales industriales

Se consideran como aguas residuales industriales a aquellas procedentes de las actividades industriales, después de haber sido empleadas en los diferentes procesos. Éstas pueden contener residuos de las materias primas, productos de transformación y acabados, así como sufrir un calentamiento o enfriamiento a partir de los procesos de transferencia de calor.

Con independencia del posible contenido de sustancias similares a las descargas de origen doméstico, la composición del agua residual es muy compleja y varía para cada actividad y/o proceso industrial. Entre los elementos más comúnmente encontrados, están: tóxicos, iones metálicos, productos químicos, hidrocarburos, detergentes, insecticidas, productos radioactivos, etc. (Hernández-Muñoz, 1992b).

I.1.3.- Aguas pluviales y agrícolas

▣ A las aguas pluviales también se les refiere como aguas blancas. Son aguas provenientes de drenaje o de escorrentía superficial, caracterizándose por grandes aportaciones intermitentes y escasa contaminación. Las cargas contaminantes se incorporan al agua al atravesar la lluvia por la atmósfera, o por el lavado de superficies y terrenos (Hernández-Muñoz, 1992b).

Aunque muchos autores no se enfocan a las aguas pluviales y las provenientes de las escorrentías agrícolas y su efecto en el medio ambiente, éstas están adquiriendo una gran importancia (Ramalho, 1993). Las escorrentías de usos agrícolas arrastran sustancias procedentes de las actividades agrícolas y ganaderas, tales como fertilizantes (fosfatos, sulfatos, nitratos), herbicidas, insecticidas y estiércol (Hernández-Muñoz, 1992b). Estas sustancias al llegar a los cuerpos receptores (lagos, ríos, etc.) fomentan la eutroficación del cuerpo de agua. Las aguas pluviales en zonas urbanizadas también pueden causar efectos contaminantes significativos, ya que al escurrir sub o superficialmente y al infiltrarse acarrear una variedad de contaminantes que se encuentran en el camino y así contaminan

tanto cuerpos acuáticos superficiales (ríos, lagos, mar) como los acuíferos subterráneos. Las aguas residuales, tratadas o no, son descargadas tanto a cuerpos receptores superficiales, (río, lago, mar) como en el subsuelo (pozos de absorción).

I.2.- Composición de las Aguas Residuales

La composición se refiere a las cantidades de constituyentes físicos, químicos y biológicos presentes en el agua residual, que son no deseables (Metcalf & Eddy, 1991). La composición y concentración de los contaminantes del agua residual dependen del tipo de población que se tiene, sus costumbres, sus actividades económicas y el tamaño (van Haandel & Lettinga, 1994). Dependiendo de la concentración de estos constituyentes, el agua residual es clasificada como fuerte, mediana o débilmente contaminada. Tanto los constituyentes como la concentración de éstos varían con la hora del día, el día de la semana, el mes del año y otras condiciones locales (Metcalf & Eddy, op cit.).

En la Tabla 1, se muestra los componentes más importantes y típicos de un agua residual con rangos de contaminación de débil a fuerte. Sin embargo, esta tabla sólo sirve como guía o referencia de niveles de contaminación y no como base para diseño, pues como se mencionó anteriormente, la concentración y componentes de un agua residual varían de acuerdo a condiciones de cada lugar y población.

Tabla No. 1. Composición típica de un agua residual no tratada

Contaminante	Unidad	Concentración		
		Débil	Mediana	Fuerte
Sólidos totales (ST)	mg/l	350	720	1200
Sólidos disueltos totales (SDT)	mg/l	250	500	850
Fijos	mg/l	145	300	525
Volátiles	mg/l	105	200	325
Sólidos suspendidos (SS)	mg/l	100	220	350
Fijos	mg/l	20	55	75
Volátiles	mg/l	80	165	275
Sólidos Sedimentables	ml/l	5	10	20
Oxígeno disuelto	mg/l	0.2	0.1	0
Demanda bioquímica de oxígeno: (DBO ₅ , 20 °C)	mg/l	110	220	400
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/l	250	500	1000
Carbón orgánico total (COT)	mg/l	80	160	290
Nitrógeno (total como N)	mg/l	20	40	85
Orgánico	mg/l	8	15	35
Amoníaco libre	mg/l	12	25	50
Nitritos	mg/l	0	0	0
Nitratos	mg/l	0	0	0
Fósforo (total como P)	mg/l	4	8	15
Orgánico	mg/l	1	3	5
Inorgánico	mg/l	3	5	10
Cloruros ^a	mg/l	30	50	100
Sulfato ^a	mg/l	20	30	50
Alcalinidad (como CaCO ₃)	mg/l	50	100	200
Grasas	mg/l	50	100	150
Coliformes totales	No./100ml	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹
Compuestos orgánicos volátiles (COVs)	µg/l	<100	100-400	>400
PH		6-9	6-9	6-9

^a Los valores deben de ser incrementados por la cantidad presente en el agua potable de abastecimiento.

Tomado de Metcalf & Eddy (1991), y Hernández-Muñoz (1992).

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El principal objetivo del tratamiento de las aguas residuales es de eliminar o reducir los contaminantes del agua, de tal manera que el uso o la disposición final del agua tratada vaya de acuerdo con las leyes establecidas por los organismos legislativos, y no causen un impacto adverso sobre el ecosistema del cuerpo receptor acuático. Por esta razón los objetivos del tratamiento de agua residual deben de abordar, por lo menos, la reducción de la concentración de algunos de los constituyentes más importantes de las aguas residuales: los sólidos suspendidos, materia orgánica biodegradable, los nutrientes (nitrógeno y fósforo) y los microorganismos patógenos (expresados con respecto a la *E. Coli*) (van Haandel y Lettinga, 1994).

Adicionalmente en ocasiones se requiere reducir la concentración de otros constituyentes, especialmente en los casos donde se mezclan las aguas residuales municipales con las industriales y el agua a tratar contenga concentraciones apreciables de sustancias tales como insecticidas, compuestos de azufre, metales pesados y/u otros compuestos tóxicos.

II.1.- Procesos de Tratamiento de las Aguas Residuales

El tratamiento de las aguas residuales consiste en la eliminación o reducción de los diferentes contaminantes del agua. Los procesos de tratamiento utilizados dependen principalmente del tipo de efluente que se tiene. Éstos se pueden clasificar en tres categorías:

- Procesos físicos
- Procesos químicos
- Procesos biológicos

II.1.1.- Procesos físicos

Los procesos físicos son aquellos donde predomina la aplicación de las fuerzas físicas. Estos métodos fueron los primeros empleados en el tratamiento de las aguas residuales, debido a que surgieron a partir de las observaciones sobre la naturaleza hechas por el hombre (Metcalf & Eddy, 1991). Éstos incluyen:

- Cribado, tamizado o filtración mecánica.
- Sedimentación para eliminar los sólidos sedimentables en suspensión por su mayor densidad a la del agua.
- Flotación que sirve para eliminar materiales en suspensión por su menor densidad a la del agua
- Evaporación para concentrar ciertas sustancias en algunas circunstancias. Se basa en la volatilidad de cada sustancia.
- Absorción para la eliminación de microcontaminantes, como olor, fenoles, etc.
- Desengrasado. Tiene como objetivo capturar las grasas, petróleos y sustancias flotantes en el agua.

(Hernández-Muñoz, 1992a).

II.1.2.- Procesos químicos

Son aquellos procesos donde se requiere la adición de un químico para lograr la remoción o conversión de los contaminantes. Los ejemplos más comunes son la precipitación, la adsorción y la desinfección (Metcalf & Eddy, 1991). Según Hernández-Muñoz (1992a), los procesos químicos involucran:

- La floculación y la coagulación, que sirven para la sedimentación de partículas en suspensión no sedimentables.
- Neutralización
- Oxidación
- Reducción, como la utilización de sulfato de hierro para eliminar cromo.

- Intercambio iónico. Principalmente utilizado para remoción de metales pesados (cobre, zinc, plomo, etc.).
- Adsorción sirve para la remoción de compuestos específicos utilizando las fuerzas de atracción entre los compuestos.
- Desinfección para eliminar microorganismos patógenos. El proceso más empleado es la cloración.

II.1.3.- Procesos biológicos

En estos procesos la remoción de contaminantes se da por actividad biológica. Los procesos biológicos son principalmente utilizados para remover la materia orgánica biodegradable (coloidal o disuelta) de las aguas residuales. La materia orgánica es la fuente de energía para los microorganismos involucrados, que a través de reacciones metabólicas convierten la materia orgánica, básicamente, a gases que escapan hacia la atmósfera, y a tejido celular biológico (biomasa) que es removido por sedimentación. El tratamiento biológico es también utilizado para remover nutrientes (nitrógeno y fósforo). Con un adecuado control de las condiciones ambientales (temperatura, pH, etc.), el agua residual puede ser tratada biológicamente en la mayoría de los casos (Metcalf & Eddy, 1991).

Los procesos biológicos convencionales son:

- Procesos aerobios
- Procesos anaerobios

Esta clasificación se basa en los requerimientos de oxígeno de los microorganismos que se involucran en la degradación de la materia orgánica presentes en el agua residual.

En los procesos aerobios, la degradación u oxidación de la materia orgánica se realiza por microorganismos aerobios y facultativos. Los microorganismos aerobios requieren de oxígeno para sus realizar sus actividades metabólicas. Sin embargo, los facultativos no necesariamente requieren de oxígeno para sus actividades metabólicas.

En los procesos anaerobios, por lo contrario la degradación de la materia orgánica se lleva a cabo en ausencia de oxígeno. Los microorganismos no requieren de oxígeno para sus actividades metabólicas, por lo que se involucran microorganismos anaerobios estrictos y facultativos.

II.2.- Grado de Tratamiento de las Aguas Residuales

El grado de tratamiento requerido para un agua residual depende principalmente de los límites de vertido para el efluente. En el Cuadro No. 1 se presenta una clasificación convencional de los procesos de tratamiento de aguas residuales, que va de acuerdo a los rendimientos alcanzables en el tratamiento. El tratamiento primario se emplea para eliminar sólidos suspendidos y materiales flotantes, y acondiciona el agua residual para su descarga a un medio receptor o para un tratamiento secundario. El tratamiento secundario comprende tratamientos biológicos convencionales. En cuanto a tratamiento terciario su objetivo fundamentalmente es la eliminación de contaminantes que no se eliminan con los tratamientos biológicos convencionales.

Según Metcalf & Eddy (1991), el tratamiento primario se refiere a los procesos físicos; el secundario a los procesos químicos y biológicos; y el terciario es una combinación de los tres procesos (físicos, químicos y biológicos).

II.3.- Eficiencia de los Diferentes Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales

De acuerdo al grado de contaminación que tenga el agua residual y las normas para el vertido del efluente tratado será el grado de tratamiento que se aplicará. De acuerdo Hernández-Muñoz, (1992a) dependiendo de la etapa del tratamiento será la eficiencia del tratamiento. En la Tabla No.2 se listan porcentajes de remoción de acuerdo a la etapa del tratamiento de aguas residuales.

Cuadro No. 1. Tipos de tratamiento de aguas residuales

Tratamiento primario

Cribado o desbrozo
Sedimentación
Flotación
Separación de aceites
Homogeneización
Neutralización

Tratamiento secundario o biológico

Lodos activados
Aireación prolongada (procesos de oxidación total)
Estabilización por contacto
Otras modificaciones del sistema convencional de lodos activos: aireación por fases, mezcla completa, aireación descendente, alta carga, aireación con oxígeno puro
Lagunaje con aireación
Estabilización por lagunaje
Filtros biológicos (percoladores)
Discos biológicos (biodiscos)
Tratamientos anaerobios: procesos de contacto, filtros, lecho fluidizado

Tratamiento terciario o "avanzado"

Microtamizado
Filtración (lecho de arena, antracita, diatomeas, etc.)
Precipitación y coagulación
Adsorción (carbón activado)
Intercambio iónico
Ósmosis inversa
Electrodialisis
Cloración y ozonización
Procesos de reducción de nutrientes
Otros

Fuente: Ramalho, 1993.

Tabla No. 2. Eficiencia de diferentes procesos de tratamiento.

Proceso de tratamiento	% de remoción		
	DBO	Sólidos en suspensión	E. Coli
Cloración del agua cruda o sedimentada	15-30	---	90-95
Tratamiento Primario. Sedimentación	25-40	40-70	25-55
Tratamiento Secundario. Precipitación química	50-75	70-85	40-60
Tratamiento Secundario. Lecho bacteriano de alta tasa precedido y seguido de sedimentación	65-85	65-90	80
Tratamiento Secundario. Lecho bacteriano de baja tasa precedido y seguido de sedimentación	80-92	70-92	90
Tratamiento Secundario. Lodos activados de alta carga, precedidos y seguidos de sedimentación	65-85	65-90	80
Tratamiento Secundario. Método convencional de lodos activados, precedidos y seguidos de sedimentación	75-92	85-92	90
Tratamiento Terciario	92-98	93-98	
Cloración del agua tratada por procesos biológicos			98-99

Fuente: Hernández-Muñoz, 1992a

TRATAMIENTO ANAEROBIO DE LAS AGUAS RESIDUALES

III.1.- Antecedentes de la Digestión Anaerobia

La primera aplicación de la digestión anaerobia en el tratamiento de aguas residuales fue para la remoción de sólidos suspendidos utilizando una cámara herméticamente sellada, la cual fue desarrollada por M. Mouras a finales del siglo pasado en Francia (en 1881, según Collado-Lara (1992)). A este primer digester anaerobio le llamaron "Depurador Automático de Mouras". Cercano al cambio de siglo (en 1895, según Magaña-Medina, 1996) se le hicieron ciertas modificaciones al Eliminador Automático de Mouras y surgieron nuevos sistemas de tratamiento anaerobio, tales como la Fosa Séptica (ver Figura 1a) desarrollada por Cameron en Inglaterra y el Tanque Imhoff (Figura 1b) desarrollado por Imhoff en Alemania (van Haandel y Lettinga, 1994, Magaña-Medina, 1996, y Collado-Lara, 1992). En ambos sistemas el agua residual fluye en la parte superior del reactor, mientras que el lodo anaerobio se encuentra sedimentado en el fondo. En este lodo se realiza la degradación de los sólidos sedimentables pues es donde se concentran las bacterias anaerobias. La diferencia entre los dos sistemas es que en la fosa séptica se puede dar una resuspensión de los lodos, debido a la formación de burbujas de gas o a la presencia de materia flotante, afectando así la eficiencia de retención de sólidos sedimentables. En el tanque Imhoff esto no se da debido a que los sólidos sedimentables son dirigidos a una cámara de digestión separada, y los gases producidos no llegan a la zona de sedimentación. De acuerdo a van Haandel y Lettinga (1994) en los tanques Imhoff desarrollados en los últimos años los sólidos son dirigidos a un digester separado donde son calentados para aumentar la tasa de digestión anaerobia. El tiempo de retención, tanto para la Fosa Séptica como para el Tanque Imhoff es de uno a dos días, el cual es suficiente para la remoción de los sólidos sedimentables. Estos sistemas son en efecto sistemas de tratamiento primario con tratamiento biológico de los sólidos sedimentables.

Durante la segunda guerra mundial, la digestión anaerobia fue ampliamente utilizada, más de 12 millones de personas fueron servidas con sistemas de tratamiento anaerobio, principalmente con Tanques Imhoff. En muchos casos el biogas producido era purificado y comprimido para ser utilizado como combustible (McCarty, 1981, citado por van Haandel y Lettinga, op cit.).

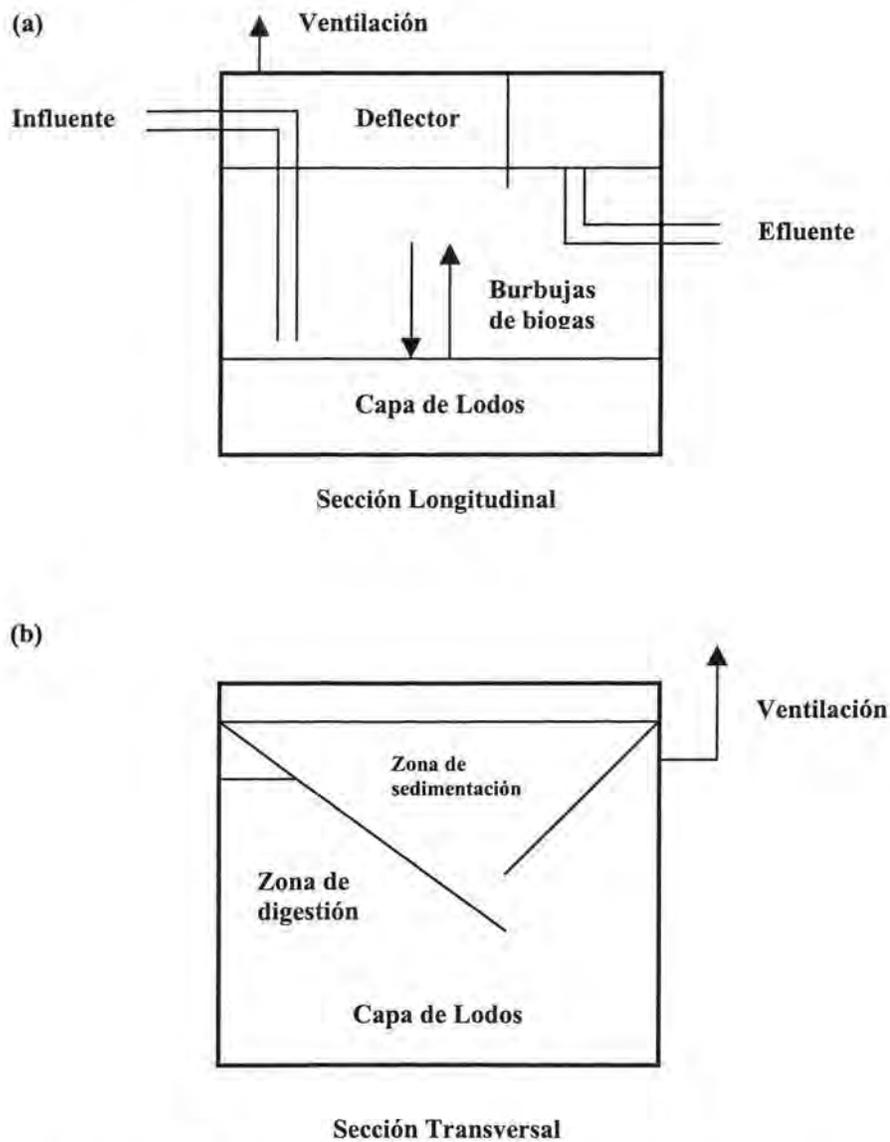


Figura No. 1. (a) Esquema de la Fosa Séptica, (b) Tanque Imhoff (de acuerdo a van Haandel y Lettinga, 1994)

En 1935 se construyó en Chicago, en aquel tiempo, la obra sanitaria más grande. Se instalaron una "batería" de Tanques Imhoff con capacidad de tratamiento de 472 millones de galones por día (1800000 m³/d) (van Haandel y Lettinga, op cit.). En las siguientes décadas los procesos anaerobios fueron perdiendo popularidad y empezaron a ser reemplazados por sistemas aerobios tales como los filtros percoladores y los procesos de lodos activados. Esto se debió principalmente a que los procesos aerobios rendían mejor eficiencia en cuanto a la remoción de materia orgánica, (entre 90-95 %), mientras que en los primeros sistemas anaerobios la máxima remoción era de 30-50% de la materia orgánica biodegradable, ya que éstos sólo removían la materia sedimentable, que representa de un tercio a la mitad de toda la materia orgánica contenida en un agua residual (van Haandel y Lettinga, op cit.). Esto se debía a una falla en el diseño de los digestores anaerobios, ya que casi no se permitía el contacto entre los microorganismos anaerobios (que se encuentran en el fondo del digestor) y la materia no sedimentable del influente, y estos últimos abandonaban el digestor sin ser degradados. La importancia del contacto entre la población bacteriana y la materia orgánica no se reconocía en aquel tiempo, y con el bajo rendimiento de los sistemas anaerobios se empezó a creer que los sistemas aerobios eran por naturaleza más eficientes que los anaerobios, una creencia que todavía persiste actualmente. Sin embargo con los estudios y experimentos realizados se ha determinado y demostrado que los sistemas anaerobios modernos bien diseñados, rinden una eficiencia de remoción de materia orgánica alta (80-95%), y con tiempos de retención pequeños y pequeñas instalaciones (Eckenfelder, 1989).

Hasta hace dos décadas, el tratamiento anaerobio de las aguas residuales era poco explotado a nivel mundial por considerarse inestable y lento. Una de las principales causas era el poco conocimiento de los microorganismos que toman parte en el proceso, consecuentemente, de las condiciones favorables para su desarrollo. Muchos fueron los investigadores que contribuyeron a cambiar esa opinión. Por un lado, los microbiólogos y bioquímicos se dedicaron a estudiar el amplio mundo de las bacterias metanogénicas, cuyas características especiales merecieron una clasificación aparte dentro de los organismos procariotes. Investigaciones adicionales se enfocaron al estudio de las interrelaciones entre diferentes tipos de bacterias, con especial énfasis en las bacterias acetógenas productoras obligadas de

hidrógeno (Saval, 1994). Por otro lado, los aspectos ingenieriles se vinieron mejorando en el diseño de los reactores anaerobios para elevar la eficiencia del tratamiento de las aguas residuales.

El principal impedimento para establecer las bases microbiológicas de funcionamiento de los reactores anaerobios, fue la falta de disponibilidad de una metodología adecuada para aislar y estudiar bacterias anaerobias estrictas. Gracias a las técnicas desarrolladas por Hungate (1969) (citado por Guyot y Monroy, 1993) y más tarde a las modificaciones aportadas por Balch y Wolfe (1976) y Balch et al. (1979) (citados por Guyot, op. cit.) se pudieron aislar las primeras bacterias metanogénicas de los digestores anaerobios, así como otros grupos importantes de bacterias anaerobias y se empezaron a elaborar las primeras bases racionales en relación con el funcionamiento de los digestores. Los trabajos pioneros de grupos estadounidenses, tales como los de Wolfe y Bryant en la Universidad de Illinois en Champaign-Urbana y Mah en la Universidad de California dieron un impulso fuerte a los conceptos y metodologías para la investigación en esta área. Esta investigación sobre las bacterias anaerobias estrictas de los ecosistemas anaerobios ha recibido desde hace más de una década una gran aceptación en Alemania, Holanda y Francia (Guyot y Monroy, 1993).

III.2.- La Digestión Anaerobia en México

Los procesos de digestión anaerobia para el tratamiento de aguas residuales en México no son muy utilizados. De 718 plantas de tratamiento de aguas residuales reportadas en el inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales por la CNA (1995) hasta diciembre de 1994, 48 corresponden a sistemas anaerobios, lo que representa únicamente el 7 % (aproximadamente) de todas las plantas instaladas. Entre éstas 48, resalta la aplicación del Tanque Imhoff con 41. En México se tiene preferencia por los sistemas aerobios, entre los cuales resalta la aplicación de las lagunas de estabilización/oxidación (en un 48%) y los sistemas de lodos activados o aireación extendida (en un 30 %). A nivel doméstico o donde no existe una red de drenaje sanitario se acostumbra el uso de las Fosas Sépticas, que por lo general carecen de un diseño adecuado, y funcionan como un depósito que sirve únicamente como almacenamiento de las aguas residuales, hasta que se llena.

En 1984, México tenía 26 digestores anaerobios continuos, la mayoría de ellos menores a 15 m³, en ocho instituciones y con 20 especialistas involucrados (Fernández-Villagómez, 1993). Actualmente varias instituciones hacen estudios sobre digestión anaerobia (entre ellas la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) y la Universidad Autónoma de Yucatán (UADY)). Por lo general la digestión anaerobia en México se da a nivel de laboratorio o piloto. Las aplicaciones a escala completa más resaltantes a nivel de región Sureste (Campeche, Yucatán y Quintana Roo) es el diseño aplicado en el tratamiento de las aguas residuales de la industria refresquera, donde se combina el tratamiento anaerobio-aerobio, utilizando el proceso de lodos activados, precedido por un Reactor Anaerobio de Manto de Lodos de Flujo Ascendente (UASB). Estos sistemas son diseños realizados por la UADY.

III.3.- Procesos de Conversión en la Digestión Anaerobia

Los procesos de fermentación metánica anaerobia han sido utilizados durante muchos años debido a que producen un tratamiento de aguas residuales económicamente viable. En su forma más común los procesos anaerobios son utilizados para reducir el contenido de sólidos y consecuentemente reducir la cantidad de lodos en los sistemas de tratamiento. Como se muestra en la Figura 2, esto se lleva a cabo por un consorcio de bacterias anaerobias que es capaz de convertir el material orgánico particulado insoluble, a través de un número de pasos intermedios, a dos productos químicos finales: metano y bióxido de carbono (Malina & Pohland, 1992).

La solubilización del material orgánico particulado es una reacción biológica relativamente lenta (Parkin & Owen, 1986, citado por Malina y Pohland, op. cit.). Por lo tanto, si el agua residual está compuesta por un alto contenido de sólidos suspendidos, el tratamiento anaerobio se lleva a cabo permitiendo períodos largos de contacto entre el sustrato y los microorganismos para mejorar la efectividad de la reacción de solubilización. Por el contrario, las tasas cinéticas de las bacterias acidogénicas y metanogénicas son relativamente rápidas. Si el agua residual en cuestión contiene principalmente materia

soluble, tiempos cortos de retención en el reactor pueden ser adecuados para una buena eficiencia en el tratamiento (Malina & Pohland, op. cit.).

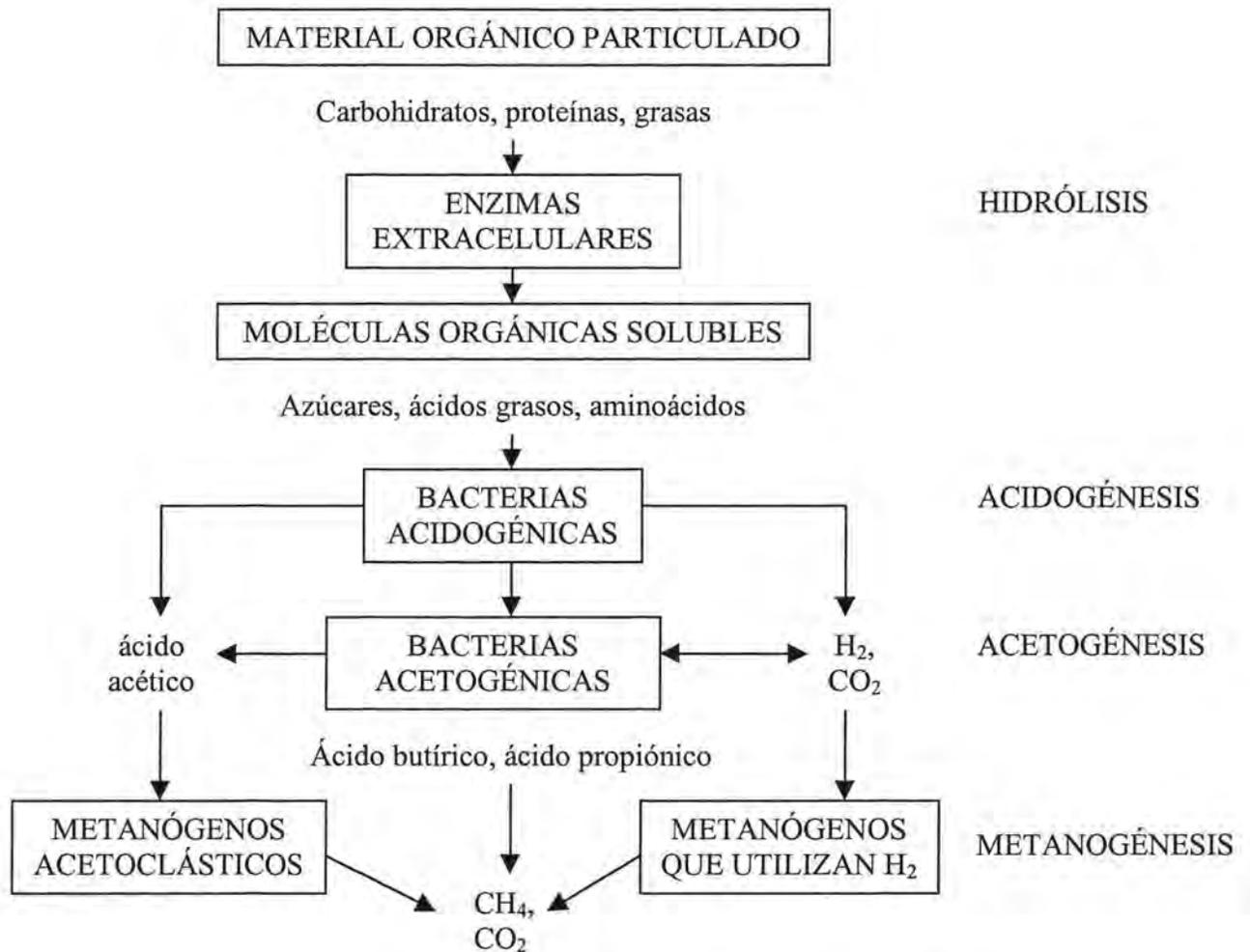


Figura No. 2. Esquema del proceso de la digestión anaerobia, según Malina y Pohland, 1992 y Haandel y Lettinga, 1994.

III.3.1.- Hidrólisis

En este proceso la materia particulada compleja es convertida a compuestos disueltos con un peso molecular más bajo. El proceso requiere de la mediación de exo-enzimas que son excretadas por bacterias fermentadoras. Las proteínas son degradadas, vía polipéptidos, a aminoácidos, los carbohidratos son transformados a azúcares solubles (mono y disacáridos), y los lípidos son convertidos a cadenas largas de ácidos grasos y glicerina. En

la práctica, la tasa hidrolítica puede ser limitante para la tasa de la digestión anaerobia en general (van Haandel y Lettinga, 1994). En particular, la tasa de conversión de los lípidos disminuye significativamente a temperaturas debajo de 20 °C (ver sección III.5).

III.3.2.- Acidogénesis

Los compuestos disueltos generados en la etapa de licuefacción (hidrólisis), son absorbidos por las células de bacterias fermentadoras y después de pasar por un proceso acidogénico son excretados como compuestos orgánicos simples tales como ácidos grasos volátiles, alcoholes, ácido láctico y compuestos minerales tales como el bióxido de carbono, hidrógeno, amoníaco y ácido sulfhídrico en forma gaseosa. La fermentación acidogénica es llevada a cabo por un diverso grupo de bacterias, de las cuales la mayoría son anaerobias estrictas. Sin embargo, algunas son facultativas y también pueden metabolizar materia orgánica por vías oxidativas (van Haandel y Lettinga, 1994). Esto es importante en el tratamiento de las aguas residuales, ya que si el oxígeno disuelto no fuera consumido por estas bacterias, éste sería tóxico para los organismos anaerobios estrictos, tales como los metanógenos.

III.3.3.- Acetogénesis

Los productos de la acidogénesis son convertidos en productos finales para obtener la producción del metano: acetato, ácido acético, hidrógeno y bióxido de carbono. Una fracción de aproximadamente el 70 por ciento de la DQO originalmente presente en el influente es convertido a ácido acético y lo que resta es concentrado en forma de hidrógeno. Dependiendo del estado de oxidación de la materia orgánica original, la formación de ácido acético puede ser acompañada por la formación de bióxido de carbono o hidrógeno.

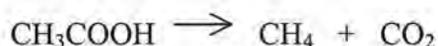
Como las aguas residuales son una mezcla de diferentes contaminantes orgánicos, es posible que ambos procesos se den simultáneamente, pero generalmente se forma más hidrógeno que bióxido de carbono debido a que el número de electrones que se encuentran disponibles en la materia orgánica es generalmente mayor que cuatro por átomo de carbón.

Consecuentemente, la conversión de la materia orgánica del influente a ácido acético es acompañada por la formación de hidrógeno (van Haandel y Lettinga, 1994).

III.3.4.- Metanogénesis

La metanogénesis es frecuentemente el paso limitante de la tasa general de la digestión, aunque a temperaturas bajas la hidrólisis también puede ser el paso limitante. El metano es producido a partir del ácido acético o a partir de la reducción del bióxido de carbono por el hidrógeno utilizando bacterias acetotróficas e hidrogenotróficas, respectivamente:

Metanogénesis acetotrófica:



Metanogénesis hidrogenotrófica:



Las bacterias que producen metano a partir del hidrógeno y bióxido de carbono crecen más rápido que las que utilizan acetato (Henze y Harremoes, 1983, en van Haandel y Lettinga, 1994), por lo que los metanógenos acetotróficos son los limitantes de la tasa de transformación de las macromoléculas complejas del agua residual a biogas.

De los diferentes grupos de bacterias involucrados en la conversión de la materia orgánica influente, todas ejercen actividad anabólica como catabólica. Por lo tanto, paralelamente a la liberación de los diferentes productos de fermentación, se forma nueva biomasa asociada con los cuatro procesos de conversión descritos anteriormente (van Haandel y Lettinga, 1994). Por conveniencia, los tres primeros procesos son a veces agrupados y denominados fermentación ácida, y al cuarto se le refiere como fermentación metanogénica, resumiendo así el proceso de la digestión anaerobia a dos etapas: fermentación ácida o licuefacción y fermentación metánica (Ramalho, 1983).

Dos puntos importantes deben de ser enfatizados con respecto a los diferentes procesos que ocurren durante la digestión anaerobia:

- 1.) La remoción de la materia orgánica, medida como DQO, durante la fermentación ácida está limitada a la liberación de hidrógeno. Según van Haandel y Lettinga (1994) sólo el 30 % de la materia orgánica es convertida a metano por vía hidrogenotrófica. Por lo tanto, una condición necesaria para la remoción eficiente de la materia orgánica en los sistemas de tratamiento anaerobio es que se desarrolle una cantidad suficiente de metanógenos acetotróficos.
- 2.) La fermentación ácida tiende a causar un decremento en el pH debido a la producción de ácidos grasos volátiles y otros intermediarios que se disocian y producen protones. Como la metanogénesis sólo se desarrollará bien en valores de pH neutrales, se dará una inestabilidad si, por alguna razón, la tasa de remoción de ácido por la producción de metano cae por debajo de la tasa de producción de ácido: la producción neta de ácido tenderá a disminuir el pH, y en consecuencia reducir aún más la actividad metanogénica. En lenguaje común a esto se le conoce como “agriamiento” del contenido anaeróbico del reactor. Esta es la causa más común de falla operacional de los sistemas de tratamiento anaerobio. El peligro del agriamiento se puede evitar manteniendo el balance adecuado entre la fermentación ácida y metanogénica, lo que significa que tanto la capacidad metanogénica, como la amortiguadora (buffer) deben ser suficientemente altas. (van Haandel & Lettinga, 1994).

III.4.- Microbiología de la Digestión Anaerobia

En el proceso de digestión anaerobia de la materia orgánica participa un consorcio de microorganismos anaerobios. Un grupo es responsable de la hidrólisis de polímeros y lípidos orgánicos para convertirlos a estructuras más simples, tales como los monosacáridos, aminoácidos, etc. Un segundo grupo de bacterias anaerobias se encargan de la fermentación de los ácidos orgánicos, tales como el acético. Este grupo de microorganismos se conoce como “no metanogénicos”, y consisten de bacterias anaerobias

facultativas y estrictas. Estos grupos por lo general se clasifican como “acidógenos” o “formadores de ácido”. Entre las bacterias no metanogénicas que se han podido aislar de un digestor anaerobio se encuentran : *Clostridium spp.*, *Peptococcus anaerobus*, *Bifidobacterium spp.*, *Desulphovibrio spp.*, *Corynebacterium spp.*, *Lactobacillus*, *Actinomyces*, *Staphylococcus*, y *Escherichia coli*. Otros grupos fisiológicos presentes incluyen a los que producen enzimas proteolíticas, lipolíticas, o celulíticas (Metcalf & Eddy, 1991).

Un tercer grupo de microorganismos convierte el hidrógeno y el ácido acético a gas metano y bióxido de carbono. Las bacterias responsables de esta conversión son microorganismos anaerobios estrictos y son llamados metanogénicos. Generalmente son clasificados como “metanógenos” o “formadores de metano”. Muchos de los microorganismos metanogénicos que se encuentran en un digestor anaerobio son similares a los que se encuentran en los estómagos de animales rumiantes y en sedimentos orgánicos de ríos y lagos. El principal género de microorganismos que han sido identificados incluye a los bastones o bacilos (*Methanobacterium*, *Methanobacillus*) y las esferas o cocos (*Methanococcus*, *Methanosarcina*) (Higgins, et al, 1975 y Holland, et al, 1987 citado por Metcalf & Eddy, op cit.). Las bacterias más importantes del grupo metanogénico son la que utilizan hidrógeno y ácido acético. Tienen tasas de crecimiento lentas y como resultado, su metabolismo se considera como limitante de la tasa de digestión anaerobia de desechos orgánicos. La estabilización de la materia orgánica en la digestión anaerobia se completa cuando se produce metano y bióxido de carbono. El gas metano es altamente insoluble en agua, y su salida de la disolución representa que se ha estabilizado el material orgánico.

Es importante saber que las bacterias metanogénicas sólo utilizan un número limitado de sustratos para la formación de metano. Actualmente, se sabe que los metanógenos utilizan los siguientes sustratos: $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$, formiato, acetato, metanol, metilaminas, y monóxido de carbono (Metcalf & Eddy, op cit.). En la Tabla 3, se hace una clasificación de las bacterias metanogénicas de acuerdo al sustrato que utilizan.

Tabla No. 3.- Clasificación de las Bacterias Metanogénicas de Acuerdo al Sustrato que Utilizan (de acuerdo a Malina & Pohland, 1992)

Bacteria	Sustrato
Células en forma de bastón (bacilos)	
No formadoras de esporas: <i>Methanobacterium</i>	
<i>Methanobacterium formicium:</i>	Ácido fórmico, CO ₂ , H ₂
<i>Methanobacterium propionicum:</i>	Ácido propiónico
<i>Methanobacterium sohngeii:</i>	Ácido acético, ácido butírico
Formadoras de esporas: <i>Methanobacillus</i>	
<i>Methanobacillus omelianskii:</i>	Alcoholes primarios y secundarios, H ₂
Células esféricas (cocos)	
<i>Methanococcus</i>	
<i>Methanococcus mazei:</i>	Ácido acético, ácido butírico
<i>Methanococcus vannielii:</i>	Ácido fórmico, H ₂
<i>Methanosarcina</i>	
<i>Methanosarcina barkerii:</i>	Metanol, ácido acético, bióxido de carbono, H ₂
<i>Methanosarcina methanica:</i>	Ácido acético, ácido butírico

III.5.- Evaluación de la Aplicabilidad del Tratamiento Anaerobio

La tecnología de tratamiento anaerobio se vuelve atractiva cuando cumple con la mayoría de las ventajas listadas en el Cuadro No. 2.

Cuadro No. 2. Ventajas del Tratamiento de Digestión Anaerobia

- Baja producción de lodos biológicos o biomasa
- Alta eficiencia de tratamiento
- Bajo costo (económicamente viable)
- No requiere del suministro de oxígeno
- Producción de metano (fuente potencial de combustible)
- Requerimiento bajo de nutrientes
- Bajo costo de operación y mantenimiento.

(Según Malina y Pohland, 1992, Ramalho, 1993, y van Haandel y Lettinga, 1994)

Para completar, esta tecnología se vuelve más atractiva si:

- El tratamiento anaerobio sobresale económicamente en comparación con las otras alternativas disponibles.
- El tratamiento anaerobio puede cumplir con las especificaciones requeridas para el tratamiento de aguas residuales.

También es útil hacer un análisis de las características del agua residual a tratar (Cuadro No.3). Esto puede proveer información valiosa para determinar la aplicabilidad de la tecnología de tratamiento anaerobio, el tipo de proceso anaerobio a seleccionar y, si es necesario, el pretratamiento del agua residual.

Cuadro No.3. Factores que deben de ser considerados para evaluar la aplicabilidad de la Tecnología de Tratamiento Anaerobio.

- Origen y naturaleza del agua residual
- Concentración de los contaminantes orgánicos y su tasa de descarga
- Temperatura del agua residual
- Concentración de sólidos suspendidos
- Presencia de compuestos tóxicos
- Eficiencia esperada del tratamiento
- Producción de biogas y de lodo

III.5.1.- Tipo de agua residual

En la etapa inicial de selección se debe realizar una evaluación tanto económica como técnica de la tecnología de tratamiento anaeróbico. Tanto la cuestión técnica como la económica dependen fuertemente de las características del agua residual a ser tratada. La tecnología moderna de digestión anaerobia de alta tasa ha sido desarrollada específicamente para el tratamiento de aguas residuales que contengan una concentración de intermedia a alta de material orgánico biodegradable. Las industrias y operaciones de proceso que se listan en el Cuadro No. 4 son algunas de las fuentes de agua residual más comunes con estas características. Se han desarrollado instalaciones anaerobias completas para el tratamiento del agua residual proveniente de cada uno de estos sectores industriales. Se debe tomar en consideración que en el sector industrial las aguas residuales varían en características para cada proceso y para cada industria, por lo que las características del sistema de tratamiento anaerobio se debe de adecuar a las características de cada agua residual.

Cuadro No. 4. Sectores Industriales que actualmente utilizan sistemas de digestión anaerobia para el tratamiento de sus aguas residuales.

Destilación del alcohol	Lixiviados de rellenos sanitarios
Producción de bebidas	Farmacéuticos
Cervecería	Pulpa y papel
Manufactura química	Rastros y empaçado de carnes
Procesamiento de leche y queso	Procesamiento del azúcar
Procesamiento de peces y alimentos marinos	Procesamiento del trigo y otros granos
Procesamiento de frutas y vegetales	

Fuente: Malina y Pohland, 1992.

III.5.2.- Concentración del agua residual

En experimentos realizados se ha determinado que el tratamiento anaerobio se aplica preferiblemente a aguas residuales con concentraciones intermedias a altas de demanda química de oxígeno (DQO), que van de 2,000 a mayor de 20,000 mg DQO/l (Pfeiffer, et al,

citado por Malina & Pohland, op. cit.). A continuación se hacen algunas consideraciones propuestas por Malina y Pohland (1992) de acuerdo a la carga orgánica del agua residual:

Si la DQO es menor a 1,000 – 2,000mg/l se considera lo siguiente:

- Se recomienda un tratamiento anaerobio de baja tasa (ver capítulo IV)
- La DQO residual después del tratamiento anaerobio puede ser relativamente alta
- Se puede requerir un tratamiento aerobio o un post-tratamiento físico/químico
- La parte económica puede favorecer en un 100% al tratamiento aerobio
- La producción de metano es insuficiente para el mantenimiento de la temperatura en el reactor.

Pero si se tiene una carga orgánica de DQO de 2,000 a mayor de 20,000 mg/l, se considera que:

- Un tratamiento anaerobio de alta tasa es preferible
- La calidad del efluente tratado puede ser pobre al menos que se remuevan los bio-sólidos
- Las opciones de tratamiento físico/químico pueden ser preferibles.

En cierta manera la eficiencia en la remoción de materia orgánica se incrementa de acuerdo a la concentración de materia orgánica del agua residual (Jovanovic, 1986, citado por Malina y Pohland, op cit.). Sin embargo, la digestión anaerobia se puede aplicar a aguas residuales que se encuentran fuera de estos rangos de concentración de DQO, pues se ha demostrado recientemente que se pueden tratar tanto aguas residuales diluidas como las municipales (Schellinkhout & Collazos, 1991, y Draaijer, et al., citados en Malina & Pohland, 1992, y Metcalf & Eddy, 1991) y efluentes concentrados como los de las destilerías de alcohol (Szendrey, 1983, citado por Malina & Pohland, op. cit.).

Por lo general la eficiencia máxima del tratamiento anaerobio es de 80 a 90 % de remoción de DQO, por lo que queda una cantidad de residuos orgánicos sin degradarse significativamente en el efluente tratado. En aguas residuales domésticas con cargas orgánicas bajas (diluidas) este valor puede ser de hasta 50% (Vieira & García Jr., 1991, en

Malina & Pohland, 1992). En estos casos se recomienda que el tratamiento se complemente con procesos biológicos aerobios o con procesos físico/químicos.

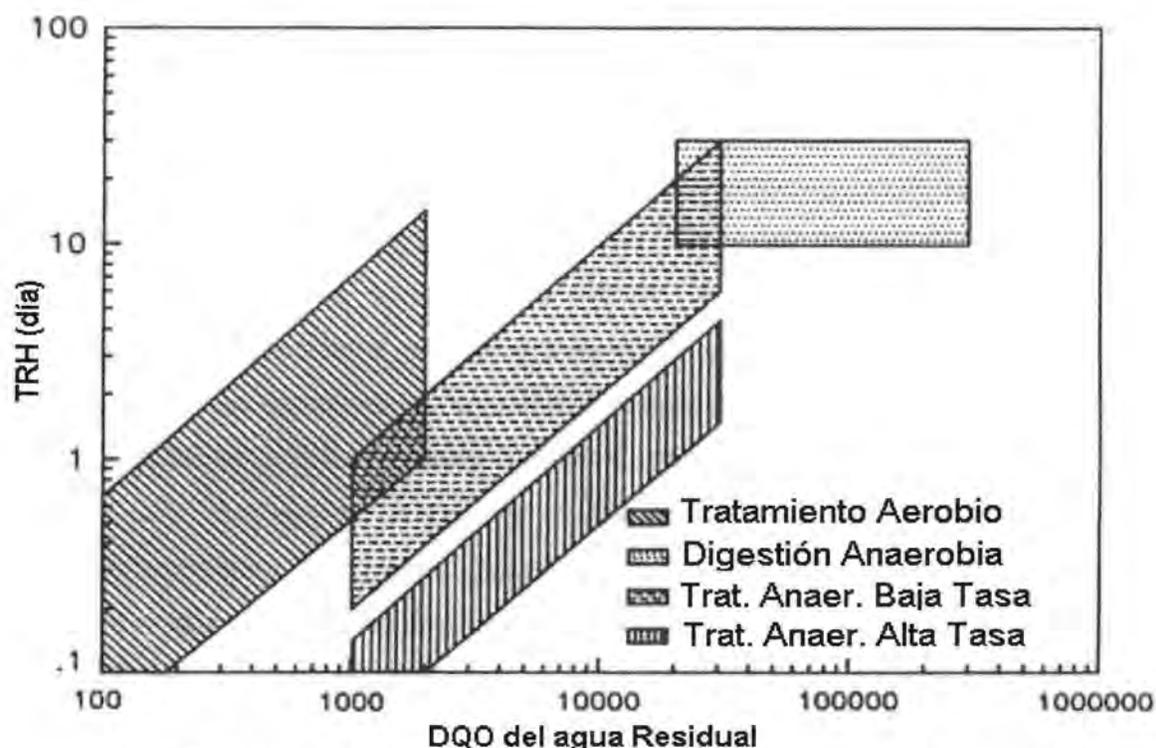


Figura No. 3. Rango de aplicación de los procesos aerobios y anaerobios en función de la DQO.

Los rangos de concentración en los cuales se aplican comúnmente los tratamientos aerobios y anaerobios se resumen en la Figura 3. Para aguas residuales con DQO debajo de 2,000 mg/l, predominan los procesos aerobios; y para valores entre 1,000 y 30,000 mg/l, se aplican tratamientos anaerobios (de alta y baja tasa). Para aguas residuales muy concentradas, con DQO mayor de 20,000 a 30,000 mg/l, o con concentraciones altas de sólidos suspendidos, se recomiendan procesos de digestión anaerobia de baja tasa.

III.6.- Factores que Afectan la Operación de los Procesos Anaerobios

Los factores importantes que afectan el tratamiento anaerobio de las aguas residuales aparte de suficiente sustrato y una población microbiana adecuada, son la temperatura, el pH, la fuerza iónica o salinidad, la presencia de nutrientes esenciales y la presencia de

concentraciones de compuestos tóxicos o sustancias inhibidoras en el influente (Malina y Pohland, 1992, y van Haandel y Lettinga, 1994). Un pH estable adecuado es fijado por la presencia del sistema carbónico y no se requieren de sustancias químicas para corregir el pH. Los nutrientes (tanto macronutrientes, nitrógeno y fósforo, como micronutrientes) abundan en los desechos. Los compuestos que pueden ser tóxicos para las poblaciones bacterianas generalmente se encuentran ausentes en las aguas residuales domésticas.

III.6.1.- Influencia de la temperatura

La temperatura de operación del sistema en cierta manera no se considera como una variable de proceso de un sistema de tratamiento anaerobio, pues dentro de ciertos límites se puede controlar usando el metano producido para calentar los digestores (donde sea necesario). Sin embargo, no se debe de menospreciar este parámetro, pues la digestión anaerobia, como otros procesos biológicos, dependen de la temperatura. Con respecto a la tasa de conversión del proceso de digestión, las temperaturas máximas se encuentran entre 35 y 40°C para el rango mesofílico y alrededor de 55 °C para el rango termofílico (van Haandel y Lettinga, 1994.). Para el tratamiento de las aguas residuales sólo la digestión mesofílica es relevante. Aunque las bacterias productoras de metano funcionen a temperaturas tan bajas como de 8 °C (Malina y Pohland, 1992), según Henze y Harremoës (1983) (citado por van Haandel y Lettinga, op cit.) el rango óptimo de operación es entre 30 y 40 °C. Para temperaturas abajo del rango óptimo la tasa de la digestión se disminuye en un 11 por ciento por cada °C que disminuye la temperatura (van Haandel y Lettinga, op. cit.) (ver Figura 4).

Condiciones de temperatura fuera del rango óptimo en el reactor pueden causar efectos tales como retardo en el período de arranque y estabilización debido a una menor actividad bacteriana. Esto se compensa dando un mayor tiempo de retención hidráulico (TRH), lo que incrementa el costo del reactor (Malina y Pohland, 1992).

La tasa de digestión en función de la temperatura se puede determinar de acuerdo a la expresión de Arrhenius (van Haandel & Lettinga, 1994):

$$r_t = r_{30}(1.11)^{(t-30)}$$

Donde t = temperatura en °C y r_t , r_{30} = tasa de digestión a temperatura t y 30 °C, respectivamente.

Para el diseño y operación de digestores anaerobios en las regiones con climas tropicales este parámetro es favorable, y en el caso de descargas de aguas industriales tampoco es un factor que afecta el tratamiento anaerobio de éstas, pues estas aguas son por lo general descargadas a temperaturas del rango óptimo mesofílico (Malina y Pohland, 1992).

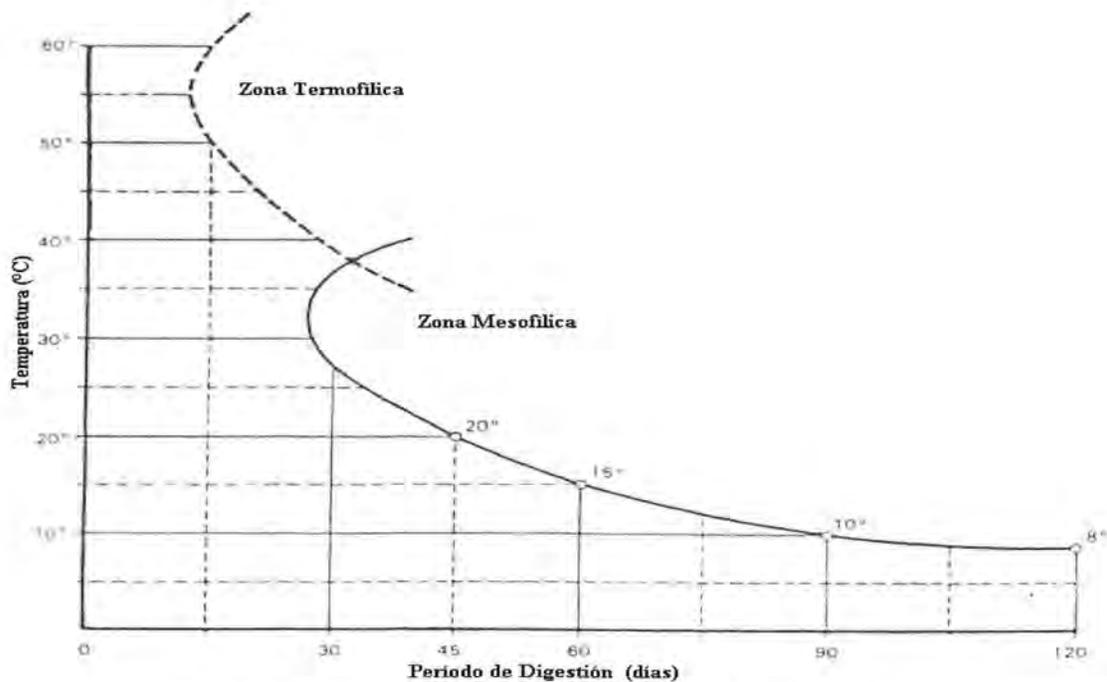


Figura No. 4. Efecto de la temperatura en la digestión anaerobia

III.6.2.- El pH

La mayoría de los procesos anaerobios operan mejor cerca del pH neutro. Las variaciones del pH se deben a la producción y acumulación de productos ácidos o básicos como los ácidos grasos o el amoníaco, respectivamente. La intensidad del pH afecta la solubilidad y el comportamiento de la reacción de otras sustancias esenciales, incluyendo tanto especies orgánicas como inorgánicas (Malina & Pohland, 1992)

Un pH bajo y una excesiva producción y acumulación de ácido del sistema amortiguador o tampón son condiciones más inhibitorias para bacterias metanogénicas que para las fermentadoras. El valor y la estabilidad del pH en un reactor anaerobio son extremadamente importantes debido a que la metanogénesis sólo procede a una alta tasa cuando el pH se mantiene en el rango neutro. A valores de pH menores de 6.3 o mayores que 7.8 la tasa de la metanogénesis disminuye. Las poblaciones acidogénicas son significativamente menos sensibles a valores bajos o altos de pH, por lo que la fermentación ácida prevalecerá sobre la fermentación metanogénica lo que resulta en la "acidificación" del contenido del reactor. Para un funcionamiento satisfactorio de los digestores el pH se debe de mantener en un rango de 6.5 a 7.5 (van Haandel y Lettinga, 1994 y Ramalho, 1993).

El valor del pH en un reactor anaerobio es establecido después de que se alcanza el equilibrio iónico de los diferentes sistemas ácido-base presente en el sistema. Los sistemas débiles ácido-base tienen una gran influencia y en particular los sistemas carbónicos son determinantes, debido a que su concentración generalmente excede sustancialmente la de otros sistemas, como el fosfato, amoníaco, o sulfuros (Haandel y Lettinga, op cit.)

III.6.3.- Nutrientes

Además de los requerimientos de macronutrientes tales como el carbón y el nitrógeno, la incapacidad de muchos organismos anaerobios para sintetizar algunas vitaminas o aminoácidos esenciales hace necesaria una suplementación de medios de cultivos con nutrientes específicos para el crecimiento y el metabolismo. Generalmente, el nivel de

nutrientes esenciales se puede evaluar a grosso modo si se conoce la producción de biomasa, y la relación C:N es utilizada frecuentemente para describir el requerimiento del micronutriente para el desarrollo y metabolismo. En ocasiones, esta relación es afectada por la especificidad del sustrato, pero si es medido como demanda química de oxígeno (DQO),

Tabla No. 4. Elementos traza esenciales para enzimas de bacterias anaerobias

Elemento	Enzima	Microorganismo anaerobio
Selenio	Formato dehidrogenasa	Bacteria acetogénica <i>Methanococcus vanielii</i>
	Glicina reductasa	Varios clostridios
	Hidrogenasa	<i>Methanococcus vanielii</i>
	Nicotina hidroxilasa ácida	<i>Cl. baerkeri</i>
	Xantina dehidrogenasa	Algunos clostridios
Tungsteno	Formato dihidrogenasa	Bacterias acetogénicas <i>Methanococcus spp.</i> <i>Cl. thermoaceticum</i>
		<i>Cl. pateurianum</i>
Níquel	Bióxido de carbono dihidrogenasa	<i>Cl. thermoaceticum</i> <i>Acetobacterium woodii</i>
	Hidrogenasa	<i>Methanobacterium</i> <i>Thermoautotrophicum</i> <i>Vibrio succinogenes</i> <i>Desulfovibrio gigas</i> <i>D. desulfuricans</i>
	Metil-CoM metil reductasa	Bacteria metanogénica

Adaptada de Henze & Harremoes, 1983, en Malina y Pohland, 1992.

relaciones de 400:7 y 1000:7 de DQO:N han sido estimadas como requeridas en cargas altas y bajas de sustrato, respectivamente (Henze & Harremoës, 1983, y van den Berg & Lentz, 1978, citados en Malina y Pohland, 1992). Similarmente, una relación N:P de aproximadamente 7:1 es reportada por Stronach, et al (1986) (citado por Malina y Pohland, op cit.) como requisito, aunque el establecimiento de requerimientos de nutrientes específicos en sustrato mixto y sistema de poblaciones puede ser elusivo y se recomienda determinarlo mejor por separado para cada circunstancia (Malina & Pohland, 1992).

Otros elementos traza considerados como necesarios para varias condiciones de metanogénesis activa incluyen el fierro, níquel, magnesio, calcio, sodio, bario, tungsteno, molibdeno, selenio, y cobalto. En el caso de selenio, tungsteno, y níquel (ver Tabla No. 4), estos elementos son utilizados en los sistemas enzimáticos de bacterias acetogénicas y metanogénicas (Stronach, et al, 1986, citado por Malina y Pohland, op cit.). Estos metales frecuentemente contaminan los cultivos y pueden promover o retardar la actividad enzimática en circunstancias particulares, dependiendo de la disponibilidad relativa (Malina y Pohland, 1992).

III.6.4.- Fuerza iónica, salinidad y compuestos tóxicos

El sulfato ejerce un significativo control sobre la viabilidad de la metanogénesis en la presencia de ciertos sustratos, principalmente debido a la competencia entre las bacterias sulfato-reductoras (BSR) y las metanogénicas. Se ha reportado que una salinidad de hasta 0.2 M NaCl produce efectos mínimos en poblaciones metanogénicas mixtas, pero a concentraciones mayores causa efectos inhibidores (Boone, 1991, citado por Malina y Pohland, 1992). La fuerza iónica total también afecta la actividad química y, por lo tanto, el efecto posible de otras sustancias químicas en cuanto a inhibición.

Las actividades de las bacterias anaerobias pueden ser reducida por los efectos tóxicos o inhibidores de una variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos (Malina y Pohland, 1992). Aparte de la concentración del ion hidrógeno, varios otros compuestos afectan la tasa de la digestión anaerobia, aún a muy bajas concentraciones, tales como los metales

pesados y compuestos organoclorados. Sin embargo la presencia de estos compuestos a concentraciones inhibitoras no es común en las aguas residuales domésticas. Los compuestos tóxicos potenciales que pueden estar presentes son oxígeno y sulfuro (van Haandel y Lettinga, 1994). El oxígeno podría ser introducido en el sistema de distribución del sistema, pero éste es utilizado por el metabolismo oxidativo en el proceso de acidogénesis (por las bacterias facultativas), por lo que no debería de encontrarse oxígeno disuelto en el reactor, a menos que el influente acarree aire consigo mismo, pero, según van Haandel y Lettinga (1994) esta introducción de aire no tendría consecuencias en el funcionamiento del reactor. El sulfuro puede formarse en el proceso debido a la reducción del sulfato. Sin embargo, de acuerdo a los resultados obtenidos por Rinzema (1989) (citado por van Haandel y Lettinga, 1994) la concentración de sulfuro en los sistemas de tratamiento anaerobio es de hasta 50 mg/l, máximo. Esta concentración se encuentra muy lejos de la concentración donde se registra toxicidad apreciable, pues según Eckenfelder (1989), la concentración máxima no tóxica de sulfuro soluble en un sistema anaerobio es de 200 mg/l. Por lo tanto, la toxicidad normalmente no será un problema en sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales.

Las aguas industriales comúnmente contienen sustancias que causan efectos tóxicos, y en algunos casos, fallas en el proceso de los digestores anaerobios. Las características de toxicidad dependerán de la naturaleza de la sustancia tóxica, su concentración, y el grado de aclimatación que se dé en el proceso (Parkin & Owen, 1986, en Malina y Pohland, 1992). En la Tabla 5 se resumen algunas características reportadas para una serie de compuestos inorgánicos. La Tabla 6 provee una lista de compuestos orgánicos y sus respectivas concentraciones inhibitoras para bacterias metanogénicas. Con estas tablas se puede determinar el pretratamiento que se debe aplicar a un agua residual antes de que se someta a una digestión anaerobia, haciendo anteriormente un análisis de los constituyentes del agua residual.

Se debe de asumir que la presencia de una o más sustancias tóxicas en el agua residual, no permitirán un tratamiento adecuado del agua, pero como todos los microorganismos, las bacterias anaerobias desarrollan tolerancia a una variedad de sustancias inhibitoras (Malina

y Pohland, 1992). Con procesos bien diseñados y una aclimatación de las bacterias, algunos inhibidores pueden ser biodegradados (Speece, 1983, citado por Malina y Pohland, op cit.), y la susceptibilidad a sustancias tóxicas frecuentemente puede ser reversible (Parkin & Speece, 1982, citado por Malina y Pohland, op cit.).

Tabla No. 5. Concentraciones de compuestos inorgánicos inhibidoras para los microorganismos de la digestión anaerobia.

Sustancia	Concentración a la cual la sustancia es:	
	Moderadamente Inhibidora (mg/l)	Fuertemente Inhibidora (mg/l)
Sodio	3500-5500	8000
Potasio	2500-4500	12000
Calcio	2500-4500	8000
Magnesio	1000-1500	3000
N-amonio	1500-3000	3000
Sulfuro	200	200
Cobre		0.5 soluble 50-70 total
Cromo (VI)		3.0 soluble 200-600 total
Cromo (III)		180-240 total
Níquel		2.0 soluble 30 total
Zinc		1.0 soluble

De acuerdo a Parkin & Owen (1986) (citado por Malina y Pohland, 1992).

Según Speece, et al (1986) (citado por Malina y Pohlrad, 1992), las investigaciones recientes demuestran que las bacterias metanogénicas pueden tolerar niveles más altos de sustancias tóxicas que los reportados en la Tabla 6. En algunos casos la tolerancia se manifiesta por la aclimatación de las bacterias a los tóxicos. En otras situaciones, la toxicidad metanogénica es reversible. Estas observaciones generan optimismo acerca de la

viabilidad del tratamiento anaerobio, particularmente para el tratamiento de las aguas industriales que contienen concentraciones significativas de materiales tóxicos.

Tabla No. 6. Compuestos orgánicos que causan efectos de inhibición a bacterias metanogénicas.

Sustancias	Concentración que causa inhibición al 50 % (mg/l)
Acetaldehido	440
Acrolina	10
Bacitracina	20
Bromoetanosulfonato	20
Cloroformo	15
Creolina (mezcla de creosota, fenoles y resinas)	1
Dinitrofenol	40
Dettol (p-clorometaxilenol, terpinol e isopropanol)	10
Etilbenceno	340
Hidrocarburos fluorados (CCl ₃ F, CCl ₂ F ₂)	1
Formaldehido	70
Ácidos grasos de cadena larga	500
Monensina	2
Nitrobenceno	10
Taninos	700
Virginiamicina	10

Fuente: Malina y Pohland, 1992.

Durante el proceso de la digestión anaerobia se producen 2 sustancias tóxicas, que son de interés para el diseño de los reactores, estas son: amoníaco (NH₃) y sulfuro de hidrógeno (H₂S). El ión amonio (NH₄⁺) se forma durante la biodegradación anaerobia de compuestos orgánicos tales como las proteínas y los aminoácidos. El nitrógeno orgánico producido existe en dos formas, el ion amonio (NH₄⁺) y el amoníaco (NH₃), como se demuestra en la siguiente ecuación:



Conforme se incrementa el pH en el reactor, la proporción de nitrógeno inorgánico presente en la forma de amoníaco también se incrementa. Las bacterias metanogénicas no aclimatadas, por lo general, son inhibidas a niveles de amoníaco arriba de 50-80 mg/l (De Baere, et al, 1984, citado por Malina y Pohland, 1992).

La inhibición de las bacterias metanogénicas puede ser mitigada significativamente con una aclimatación de la biomasa. Si esto no funciona en la práctica, la inhibición por amoníaco se puede remediar ya sea disminuyendo el pH en el reactor o diluyendo el agua residual antes de someterla a tratamiento (Malina y Pohland, 1992).

El sulfuro de hidrógeno, es otra de las sustancias inhibidoras de las bacterias metanogénicas, éste se forma durante el proceso de tratamiento anaerobio de aguas residuales que contienen altos niveles de sulfatos. El sulfato en sí mismo es relativamente inhidor para bacterias metanogénicas (Puhakka, et al, 1985, en Malina y Pohland, 1992). Sin embargo, las bacterias reductoras de sulfato compiten con las metanogénicas fuertemente por el material orgánico fermentable presente en el agua residual. Por cada gramo de DQO consumido por las bacterias reductoras de sulfato, 1.5 gramos de sulfato o 0.5 gramos de azufre (S) serán reducidos a H₂S (Malina y Pohland, op cit.).

Lettinga et al. (1985) (citados por Malina y Pohland, 1992) proponen un modelo para calcular la cantidad de sulfuro presente en la fase líquida del reactor, asumiendo que todo el sulfato en el agua residual será convertido a sulfuro. Conociendo la DQO y la concentración de SO₄²⁻ del agua residual, se puede calcular la concentración de sulfuro en el reactor.

De acuerdo a Kroiss & Wabnegg (1983) (citado por Malina y Pohland, 1992) con una concentración de 50 mg/l de sulfuro de hidrógeno se inhibe la actividad metanogénica en aproximadamente un 50 %, y una inhibición completa se alcanza con concentraciones de

200 mg/l aproximadamente (Malina & Pohland, 1992, y Eckenfelder, 1989). Investigaciones más recientes (Lettinga, et al, 1985, Isa, et al, 1986, y Koster, et al, 1986, citados por Malina y Pohland, 1992), han demostrado que los sistemas anaerobios no son tan sensibles como se creía antes. Se ha reportado una operación satisfactoria de reactores anaerobios con cargas orgánicas de 5-10 DQO/m³.d, y con concentraciones de 200 mg de H₂S/litro de agua residual.

La inhibición por sulfuro es más común que ocurra en aguas residuales que tienen concentraciones bajas de DQO y con una relación de DQO/ SO₄²⁻ menor de 7.5. En tales condiciones, las cantidades de biogas producidas pueden ser insuficientes para extraer el sulfuro de la fase líquida a conforme es producido (Malina y Pohland, 1992). Si los niveles de sulfuros son excesivos en el agua residual, la inhibición se puede disminuir por:

- Dilución del influente
- Adición de sales de fierro para precipitar el sulfuro de la disolución
- Extracción de la fase líquida del reactor y recirculando el biogas en el reactor
- Oxidación biológica del sulfuro y recuperación del azufre

(Eckenfelder, 1989, y Malina & Pohland, 1992).

III.7.- Ventajas y Desventajas del Tratamiento Anaerobio de las Aguas Residuales Bajo Condiciones Tropicales

Por las razones que se listan en el Cuadro 5, es claro que sería de gran importancia social y práctica si el tratamiento anaerobio fuera implementado adecuadamente para el proceso de las aguas residuales. Sus limitaciones y desventajas se listan en el Cuadro 6.

La información de los Cuadros 5 y 6 ha sido corroborada con resultados obtenidos en un proyecto de investigación en Cali, Colombia, en una planta piloto de 64 m³ de capacidad, que ha sido operada desde 1983.

Cuadro No. 5. Ventajas del Tratamiento Anaerobio de las Aguas Residuales en Comparación con los Métodos Convencionales Aerobios

1. El método es simple en construcción y operación, consecuentemente económico.
2. El método por lo general no requiere de energía eléctrica, debido a que no se requiere equipo para aireación.
3. El método puede ser aplicado tanto a pequeña como a escala completa, permitiendo así una aplicación descentralizada.
4. La aplicación del tratamiento anaerobio de las aguas residuales, cuando es aplicado de modo descentralizado, conducirá a ahorros significativos en la inversión de sistemas de aguas residuales.
5. La producción de lodo es baja, comparada con los procesos aerobios, particularmente cuando se expresa en volumen, ya que las características de compactación del lodo son muy buenas. Esto significa que se produce menos biomasa por unidad de sustrato removido, lo que, consecuentemente, se traduce en ahorros en los procesos de manejo y disposición de lodos en exceso. Esto también significa un menor requerimiento de nutrientes (nitrógeno y fósforo).
6. El lodo es más estable.
7. En procesos anaerobios es posible operar a tasas mayores de carga orgánica en el influente, que en los procesos aerobios. Esto resulta de la limitación en la tasa de transferencia de oxígeno en los procesos aerobios.
8. La producción de metano es una ventaja de los procesos anaerobios debido a que puede ser utilizado como combustible, que puede ser utilizado para el calentamiento de los reactores en lugares donde sea necesario (climas fríos) o para generación de electricidad (a gran escala).

Fuente: Malina y Pohland, 1992, y Ramalho, 1993.

Cuadro No. 6. Limitaciones y Desventajas del Tratamiento Anaerobio de las Aguas Residuales.

1. El método no puede realizar un tratamiento completo, pues remueve, por lo general, sólo compuestos orgánicos y los sólidos suspendidos totales (SST).
2. Se requiere de mayores tiempos de retención. Consecuentemente el costo de los reactores es alto.
3. Se pueden producir malos olores, si el proceso no es operado adecuadamente y/o diseñado. Esto se debe principalmente a la producción de H₂S y mercaptanos.
4. La aplicación del método es un poco sensible en ambientes de bajas temperaturas (es poco recomendable para lugares de clima frío). En estas condiciones se requiere de un precalentamiento del agua residual antes de alimentarla al reactor o calentar el reactor (la temperatura óptima es de 35 °C). Esta situación, sin embargo, no es relevante en lugares con climas tropicales y subtropicales.
5. La sedimentación de la biomasa anaerobia en el clarificador secundario es más difícil, que la sedimentación de biomasa en el proceso de lodos activados. Esto significa que el costo de los clarificadores en procesos anaerobios es más alto.
6. La operación de los digestores anaerobios es más difícil que la de los aerobios, debido a su alta sensibilidad a los shocks de carga orgánica.
7. Existe poca y limitada experiencia a escalas mayores.

Fuente: Malina y Pohland, 1992, y Ramalho, 1983.

III.8.- Monitoreo de los Digestores Anaerobios

Para verificar si un digestor anaerobio está operando adecuadamente se debe analizar el proceso de conversión de la materia orgánica. Esto se realiza monitoreando continuamente el contenido del reactor a diferentes alturas para obtener muestras significativas de cada etapa del proceso de conversión anaerobio. Se recomienda que se analicen los parámetros que se listan en la siguiente tabla.

Los análisis de los parámetros listados en la Tabla 7 se pueden realizar siguiendo la metodología descrita en el Métodos Estándar de la APHA, AWWA, WPCF (1992).

Tabla No. 7. Parámetros para el monitoreo de los digestores anaerobios

Influyente	Reactor (a diferentes alturas)	Efluente
Temperatura	pH	Temperatura
pH	SSVLM	pH
Conductividad	Ácidos Grasos:	Conductividad
SST	Ácido acético	SST
SSV	Ácido propiónico	SSV
DQO (total)	Ácido valérico	DQO (total)
DQO (soluble)	Potencial Redox	DQO (soluble)
NKT	Porcentaje de biogas	NKT
N-NH ₃		N-NH ₃
P		P

Según Eckenfelder y Ford, 1970.

III.9.- Producción de Biogas en el Proceso de la Digestión Anaerobia

Una de las ventajas de los procesos anaerobios para el tratamiento de las aguas residuales es que producen biogas que puede ser utilizado como combustible, pues éste es relativamente limpio, seguro y confiable (Fernández-Villagómez, 1993). El biogas producido contiene principalmente metano, en un 70-80%, lo demás es una mezcla compuesta de bióxido de carbono, nitrógeno, hidrógeno, vapor de agua, una pequeña fracción de sulfuro de hidrógeno y mercaptanos (van Haandel & Lettinga, 1994, y Ramalho, 1993).

La cantidad de metano producida por un digestor anaerobio se puede determinar conociendo la solubilidad del metano en el agua, que es de 20 mg/l (Perry, et al. 1963, citado por van Haandel y Lettinga, op. cit.). Suponiendo que el 80% del biogas está compuesto por metano, entonces la presión parcial del metano es de 0.8 atm, por lo tanto la concentración de metano disuelto será:

$$0.8 \times 20 = 16 \text{ mg/l} = 1 \text{ mmol.l}^{-1} \text{ CH}_4$$

Esta concentración de metano es generada a partir de 64 mg/l DQO, pues según van Haandel y Lettinga (1994), por cada kg. de DQO digerida se produce $\frac{1}{4}$ kg. = 250 g CH₄.

Lawrence & McCarty (1967) (citados por Ramalho, 1993) proponen que la producción de metano se puede estimar de la relación oxígeno metano, a como se aprecia en la siguiente ecuación:



A partir de esta ecuación se requieren 2 moles de oxígeno para oxidar un mol de metano, que es igual a 64 g de O₂, que es el oxígeno consumido en la oxidación de la materia y se mide como DQO, por lo que se tienen 64 g de DQO removida.

Si todo el sustrato fuera convertido a metano, se produciría 1/64 moles de CH₄ por gramo de DQO removida. A condiciones estándares de temperatura (0 °C) y presión (1 atm) (STP), el volumen de metano producido es:

$$(1/64) \text{ mol} \times 22.4 \text{ (l/mol)} = 0.35 \text{ l}$$

Por lo tanto, 0.35 litros de CH₄ se formarían por cada gramo de DQO removida o 5.61 ft³ de CH₄ por libra de DQO removida.

En la Figura 5 se muestra claramente la cantidad de metano producida con relación a la DQO removida. Se puede notar que en el rango de concentraciones de DQO biodegradable de 250-750 mg/l (concentraciones comunes en aguas residuales domésticas), se da un decremento significativo en la producción de metano cuando decrece la concentración de DQO.

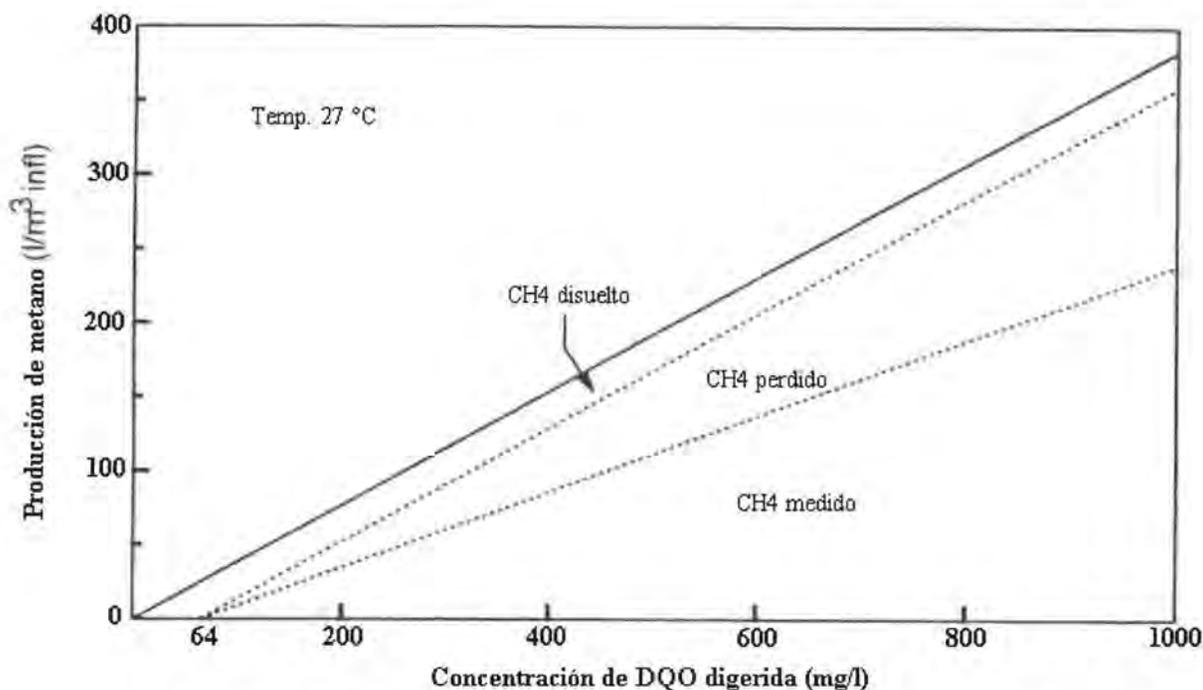


Figura No. 5. Producción de metano en función de la concentración de DQO digerida (de acuerdo a van Haandel & Lettinga, 1994).

III.10.- Control de la Producción de Malos Olores

Los procesos anaerobios, por lo general, se asocian con la producción de olores fétidos. Esto se debe principalmente a la producción del gas sulfuro de hidrógeno (H_2S), que escapa como parte del biogas. El H_2S en ocasiones se puede producir en grandes cantidades. Para evitar molestias alrededor de las instalaciones anaerobias se deben de tomar medidas adecuadas para prevenir la fuga del H_2S en el efluente o la salida de gases. Por esto, es necesario cubrir bien los reactores anaerobios y coleccionar (succionar si es necesario) los gases que contienen este compuesto y tratarlos adecuadamente. También se puede cubrir el compartimiento de sedimentación, reduciendo también de esta manera la corrosión, debido a que la entrada del aire puede ser evitada. Por razones de seguridad es de gran importancia prevenir la entrada del aire y que no se mezcle con el biogas (van Haandel y Lettinga, 1994).

El H_2S que permanece en disolución en el efluente tiene que ser removido con la aplicación de un post-tratamiento adecuado. Se puede precipitar químicamente a sulfuro de hierro (FeS), poniendo limaduras de hierro en la salida de los gases o pasando el efluente por limaduras de hierro; o se puede oxidar bioquímicamente a azufre elemental o a sulfato (van Haandel Y Lettinga, op cit.).

TIPOS DE DIGESTORES ANAEROBIOS

IV.1.- Clasificación de los Digestores Anaerobios

Los dos tipos de digestores anaerobios más comunes, de acuerdo a su eficiencia en remoción de material, son los de tasa estándar y los de tasa alta. En los procesos de digestión de tasa estándar, el contenido en el digestor no se mezcla ni se calienta. Los tiempos de retención varían de 30 a 60 días. En los procesos de alta tasa el contenido en el digestor es calentado y mezclado completamente, el tiempo de retención generalmente es de 15 días o menos (Metcalf & Eddy, 1991).

Otra clasificación comúnmente utilizada, según la época en que se desarrollaron los procesos anaerobios, es la de digestores de primera generación (equivalente al de tasa estándar) y los digestores de segunda generación (equivalente a los de alta tasa). Los digestores de la primera generación incluyen los diseños desarrollados hasta la década de los 50, que incluyen a Fosas Sépticas, Tanque Imhoff, Laguna Anaerobia, Digestor Completamente Mezclado, Digestor Convencional y Contacto Anaerobio. Los digestores de la segunda generación se refieren a los diseños que fueron desarrollados a partir de esa década (especialmente en los 70's y los 80's), tales como: Filtro Anaerobio, Reactor de Película Fija, Reactor de Lecho de Lodos, y el Reactor de Lecho Fluidizado (Magaña-Medina, 1996).

Todo lo anterior se puede resumir en la Figura 6, donde se hace una clasificación de acuerdo al tipo de crecimiento de las bacterias en el reactor. Por lo general, los procesos en el lado izquierdo de la figura son aplicables al tratamiento de lodos y aguas residuales con una carga orgánica alta de material biodegradable particulado. Los procesos de película fija, situados en el lado derecho de la Figura 6 son adecuados para el tratamiento de aguas que contienen principalmente sustratos orgánicos solubles. Los procesos del centro de la figura pueden ser aplicados a aguas residuales con niveles intermedios de material orgánico

particulado, pero son más eficientes para aguas residuales con material soluble. En la Tabla 8 se hace una comparación entre los procesos listados en la Figura 6. El reactor de Manto de Lodos Anaerobio de Flujo Ascendente, es el más utilizado actualmente (Malina & Pohland, 1992, y van Haandel y Lettinga, 1994).

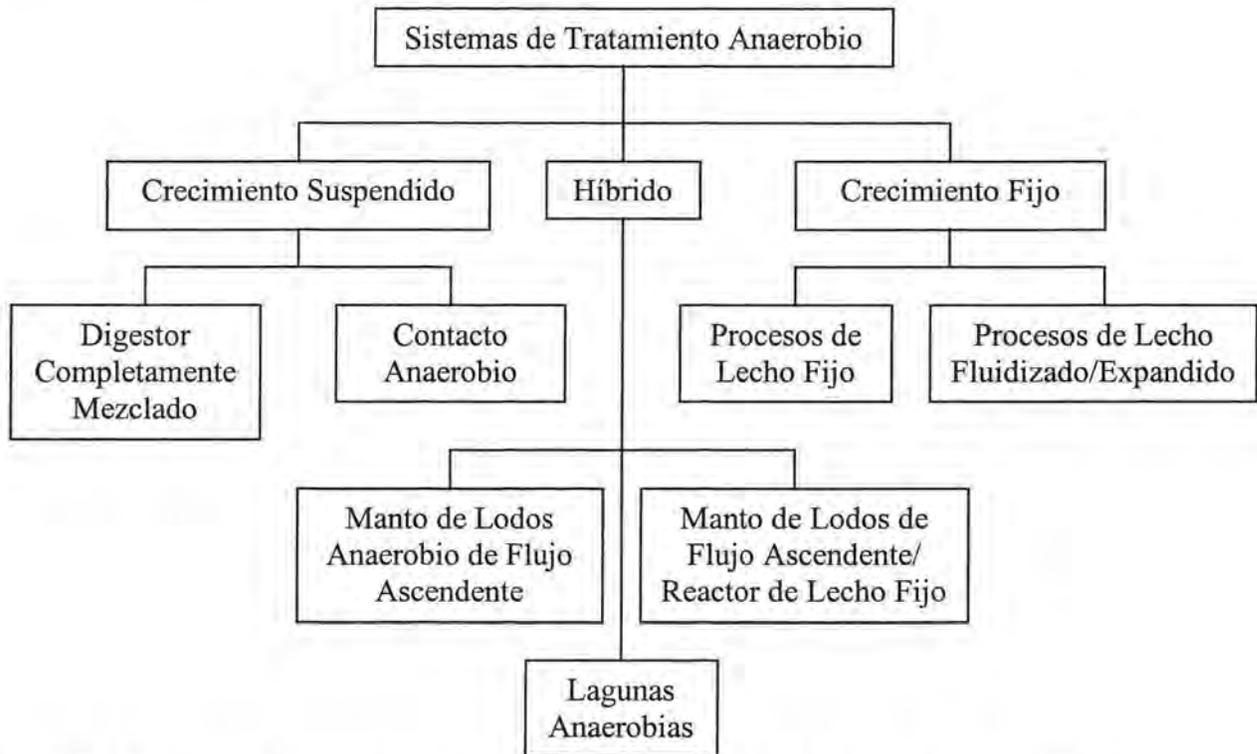


Figura No. 6. Sistemas de tratamiento anaerobio comúnmente utilizados (Según Sutton, 1990, citado por Malina y Pohland, 1992).

También existen procesos combinados, que se les denominan “procesos de dos etapas”, donde se hace una combinación de dos procesos básicos (uno de baja tasa y uno de alta tasa). La función principal de la segunda etapa es de separar los sólidos digeridos del licor sobrenadante; sin embargo, se puede dar una digestión adicional y la producción de gas puede ocurrir (Metcalf & Eddy, 1991).

Los procesos anaerobios más comunes utilizados actualmente se muestran esquemáticamente en la Figura 7.

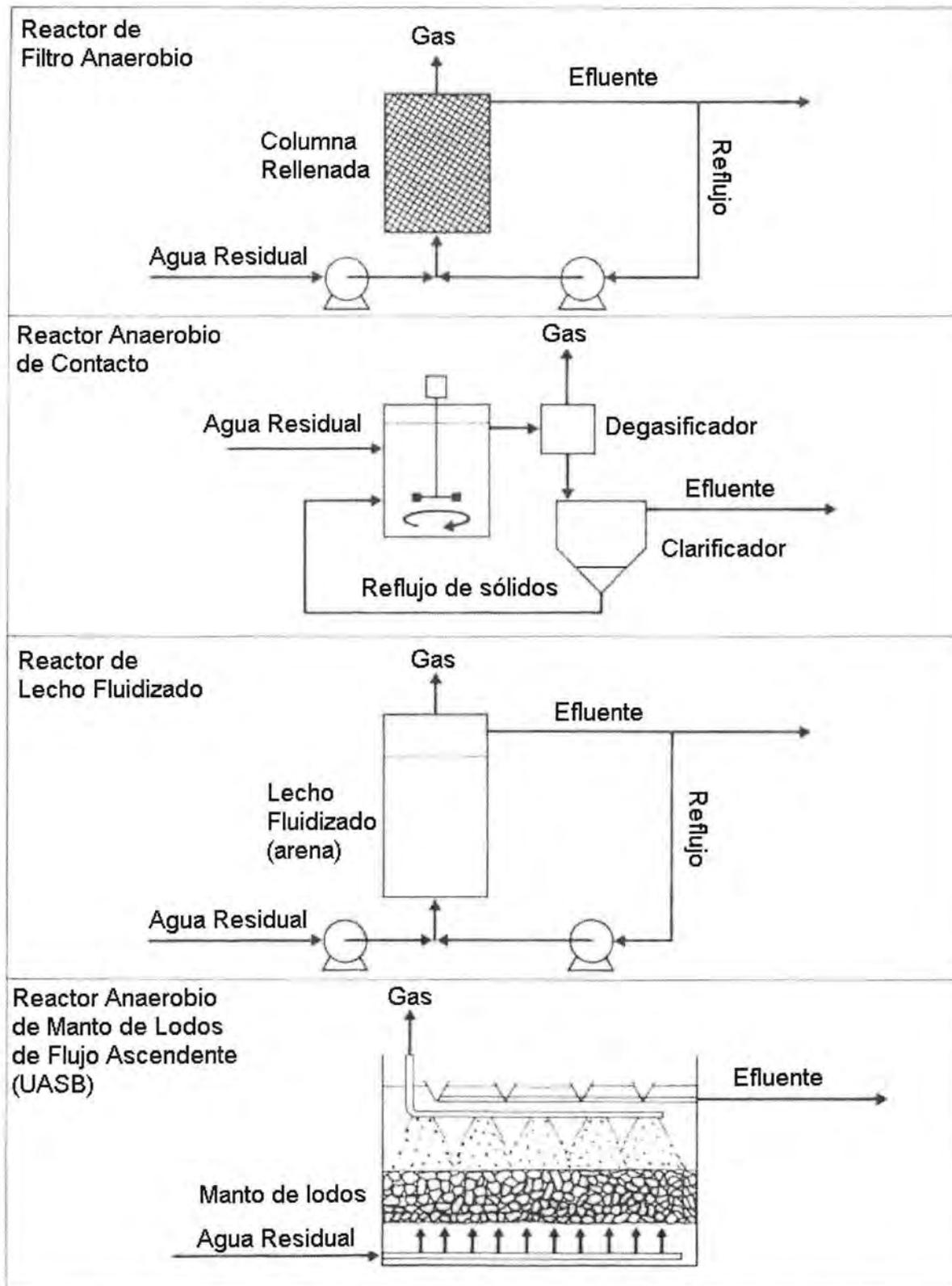


Figura No. 7. Representación esquemática de los sistemas anaerobios comúnmente utilizados

Tabla No. 8. Comparación de Sistemas de Tratamiento Anaerobio: Crecimiento Suspendido, Híbrido y Crecimiento Fijo

Factor	Crecimiento Suspendido	Sistema Híbrido	Crecimiento Fijo
Concentración de biomasa que puede tratar	Baja	Alta	Alta
Tiempo de Retención de Sólidos (TRS)	Bajo	Alto	Alto
Aplicable a aguas con material particulado	Sí	Remoción parcial de material particulado	Remoción pobre de material particulado
Aplicable a aguas residuales concentradas	Sí	No	No
Aplicable a aguas diluidas	No	Sí	Sí
Eficiencia de remoción	Limitada	Alta	Alta
Resistencia a tóxicos y condiciones de operación variables	Limitada debido a los TRS cortos	Con TRSs largos se mejora la estabilidad	Con TRSs largos se mejora la estabilidad
Mantenimiento de la integridad hidráulica interna	Relativamente simple con mezclado mecánico	Generalmente satisfactorio con reciclaje del efluente y mezclado del biogas	Un exceso de acumulación de biomasa puede impactar negativamente la hidráulica del reactor
Requerimientos de energía	Generalmente el más bajo	Alta si se requiere del reciclaje del efluente	Puede ser alta si el medio de soporte es fluidizado

Fuente: Malina y Pohland, 1992.

IV.2.- Sistemas de Crecimiento Suspendido

IV.2.1.- Digestor anaerobio convencional

El diseño más simple de un digestor anaerobio para el tratamiento de aguas residuales es el tanque de flujo continuo sin reflujos de biomasa. El digestor convencional puede ser sin mezclado, con mezclado continuo o con mezclado intermitente. El mezclado puede hacerse mecánicamente con propelas o con recirculación del biogás (Malina y Pohland, 1992)

De los procesos anaerobios de crecimiento suspendido el más comúnmente utilizado es el digestor completamente mezclado (Metcalf & Eddy, 1991) (ver Figura 8). En este tipo de digestor la biomasa es distribuida uniformemente en el contenido del reactor y abandona el proceso con el efluente tratado. La concentración de sólidos suspendidos en el efluente después del tratamiento estará en función de la composición del agua residual y del grado de tratamiento que se provea en el reactor. En comparación con otros digestores de crecimiento suspendido, la calidad del efluente de un digestor anaerobio completamente mezclado será reducida por la presencia de sólidos biológicos suspendidos y por material no biodegradable particulado (Malina y Pohland, 1992).

Debido a que en el digestor completamente mezclado no se concentra la biomasa, el tiempo de retención de sólidos (TRS) es el mismo que el TRH. El TRS/TRH está en el rango de 12 a 30 días (Parkin & Owen, 1986, citado por Malina y Pohland, 1992), este tiempo permite que la alimentación del reactor sea continua o intermitente sin causar un impacto negativo en el funcionamiento del reactor.

Debido a que este tipo de reactores no tiene un medio de soporte, la posibilidad de que se formen volúmenes muertos es menor que en los procesos de película fija. Sin embargo, el material particulado puede sedimentarse fácilmente y se acumula en el fondo del reactor si éste no tiene un mezclado interno apropiado, afectando la hidráulica del reactor con la formación de cortos circuitos y volúmenes muertos (Monteith & Stephenson, 1981, citado por Malina y Pohland, 1992), por lo tanto, la eficiencia del reactor disminuye.

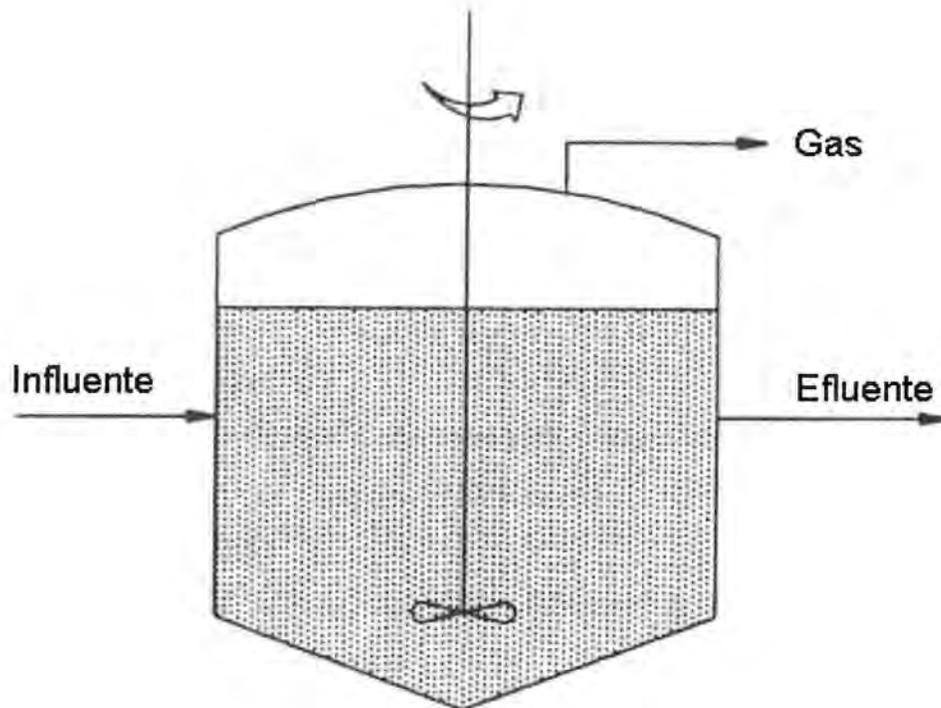


Figura No. 8. Digestor anaerobio completamente mezclado

Una ventaja del largo TRH que tienen estos digestores, es que si entran sustancias tóxicas al sistema, hay tiempo suficiente para que se diluya el tóxico a un nivel donde no cause efecto o permite que se adapten las bacterias y asimilen al tóxico.

Las carga orgánica de los digestores anaerobios completamente mezclados se expresa en términos de sólidos volátiles (SV) debido a que la aplicación predominante del proceso es para aguas residuales con alto contenido de material particulado. La carga orgánica típica es de 0.5 a 6.0 Kg SV/m³.d. En comparación con otros procesos anaerobios, la carga orgánica aplicada en términos de DQO está en un rango de 1 a 10 Kg DQO/m³.d (Malina y Pohland, 1992).

A continuación se enlistan las ventajas y desventajas de los digestores anaerobios completamente mezclados.

Cuadro No. 7. Ventajas y Desventajas de los Digestores Completamente Mezclados

VENTAJAS

- Son adecuados para tratar aguas residuales con altos niveles de sólidos suspendidos
- Aplicables a aguas residuales con concentraciones muy altas de material orgánico soluble
- El proceso provee condiciones estables y uniformes de sustrato, temperatura y pH en todo el reactor
- El reactor es fácilmente muestreado para el monitoreo del proceso
- La introducción de compuestos tóxicos puede ser diluida a niveles de impacto negativo mínimo
- Un buen mezclado interno puede minimizar la acumulación de volúmenes muertos y cortos circuitos
- Las características de sedimentación de los microorganismos anaerobios no requieren ninguna consideración

DESVENTAJAS

- Se requiere de volúmenes grandes del reactor para proveer los TRSs necesarios
- El mezclado puede ser difícil con aguas residuales con altos niveles de sólidos suspendidos
- La eficiencia del tratamiento puede ser baja debido a la presencia de sustrato no degradable y de microorganismos anaerobios en el efluente del digestor
- La estabilidad del proceso puede ser limitada por los cortos TRS.

Fuente: Malina y Pohland, 1992.

IV.2.2.- Sistema anaerobio de contacto

Los sistemas de contacto fueron desarrollados en 1950 (Magaña-Medina, 1996), y son de los sistemas más ampliamente utilizados (Ramalho, 1993). En este tipo de proceso el agua residual es mezclada con sólidos del lodo que se recicla y luego es digerido en el reactor. El contenido del reactor es mezclado completamente. Después de la digestión la mezcla es

separada en un tanque clarificador (por sedimentación) y el sobrenadante es descargado como efluente, tal como se muestra en la Figura 9. El lodo sedimentado anaerobio es reciclado para que sirva como semilla o siembra para tratar el agua residual del influente, ya que éste contiene tanto microorganismos vivos, como material que no fue digerido, promoviendo así una biodegradación extensa del material particulado en el agua residual. El desgasificador minimiza la cantidad de sólidos flotantes en la etapa de separación (Malina y Pohland, 1992). Debido a que la tasa de síntesis de los microorganismos es baja, el exceso de lodo que debe de ser desechado es mínimo. Este proceso ha sido utilizado eficientemente para la estabilización de aguas residuales de la industria del empacado de carne y para aguas con alta carga de material orgánico soluble (Metcalf & Eddy, 1991). Seffen y Bedker, citados por Eckenfelder (1989) reportaron los resultados obtenidos de un reactor anaerobio de contacto a escala completa para el tratamiento de aguas residuales de una empacadora de carne con carga orgánica de 2.5 kg DQO/m³.d, con un TRH de 13.3 h, un TRS de 13.3 d y a temperatura de 30 a 35 °C obtuvieron una remoción de DQO del 90%.

De acuerdo a Metcalf y Eddy (1991) los procesos de contacto pueden tratar aguas con concentraciones de 1,500 a 5,000 mg DQO/l con un rango de carga orgánica de 0.5 a 2.5 kg. DQO/m³.d, con un TRH de 2 a 10 h para obtener una eficiencia de 75 –90%.

Eckenfelder (1989) reporta un THR de 6-12 h, y recomienda un TRS de 10 días a una temperatura de 32 °C, para tratamiento de aguas concentradas; este TRS se duplica por cada 11 °C si ocurre una reducción en la temperatura de operación.

Malina y Pohland (1992), recomiendan que para que el tratamiento anaerobio sea económicamente factible la concentración del agua residual debe de estar entre 1,000 a 2,000 kg. DQO/l, aunque teóricamente se pueden tratar aguas residuales con concentraciones de hasta 100,000 mg DQO/l. Se puede decir que se pueden tratar aguas desde 2,000 a 10,000 mg/l, con carga orgánica desde 0.5 a 10 kg. DQO/m³.d, con TRHs de 0.5 a 5 días y con una eficiencia de 90 a 95% (Frostell, 1985, citado por Malina & Pohland, op. cit.).

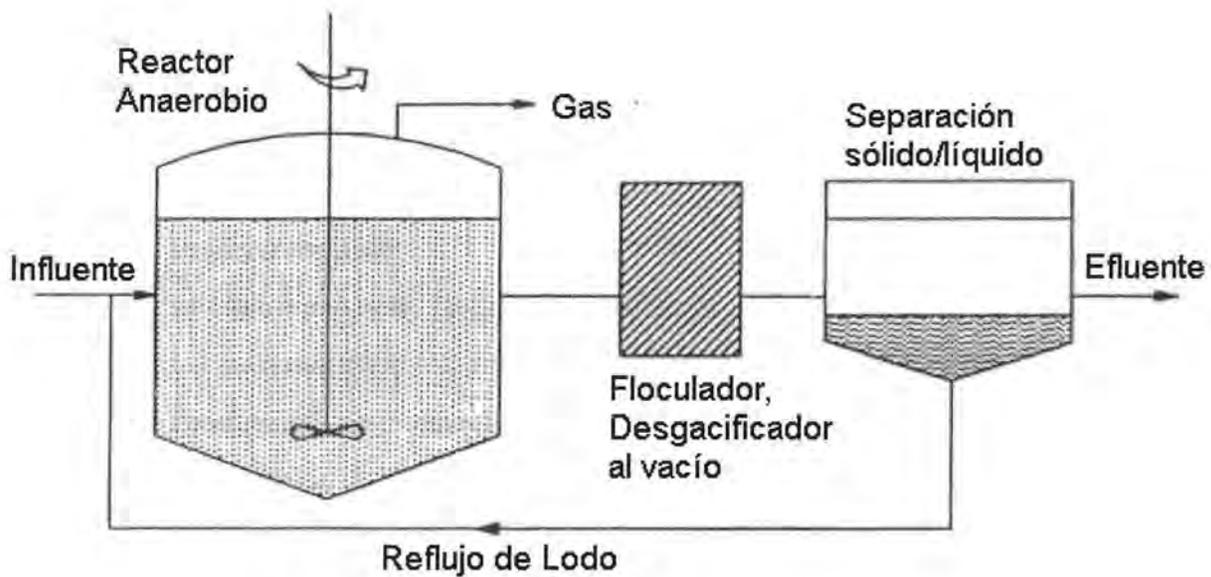


Figura No. 9. Proceso anaerobio de contacto

La concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) para los sistemas de contacto es de 4,000-6,000 mg/l. Un tanque de sedimentación con un flujo ascendente de 1m/h es comúnmente utilizado para la separación de los sólidos. También se ha utilizado filtración por membranas del efluente como un método más eficiente en el control de biosólidos. Los sistemas de contacto que utilizan sedimentación por gravedad dependen fuertemente de las propiedades de sedimentación del floculo. Debido a que los flóculos anaerobios usualmente contienen biogas asociados con ellos, la sedimentación de los sólidos suele ser problemática (Malina y Pohland, 1992). Una manera de resolver este problema puede ser un enfriamiento a corto plazo del sedimentador, para reducir temporalmente la producción de biogas en los flóculos anaerobios (Stronach, et al, 1986, en Malina y Pohland, op. cit.).

Haciendo un resumen de las ventajas y desventajas de los procesos anaerobios de contacto se puede listar lo siguiente:

Cuadro No. 8. Ventajas y Desventajas de los Procesos Anaerobios de Contacto

VENTAJAS:

- Aplicable a aguas residuales con concentraciones altas de material orgánico soluble
- El proceso puede proveer condiciones estables y uniformes de sustrato, temperatura y pH
- El reactor puede ser fácilmente muestreado para el monitoreo del proceso
- Un buen mezclado interno puede minimizar los volúmenes muertos en el reactor
- La eficiencia de remoción es relativamente alta
- El volumen de los reactores completamente mezclados puede ser reducido considerablemente comparado con los digestores anaerobios convencionales
- El lodo de desecho es mínimo y es estable

DESVENTAJAS:

- La sedimentación de la biomasa es crítica para una operación eficiente
- Más adecuado para aguas residuales con niveles bajos a intermedios de sólidos suspendidos
- Puede ser necesario el pretratamiento de la biomasa par producir flóculos sedimentables
- Con THRs relativamente cortos se reduce la capacidad de amortiguación y homogeneización para cargas variantes

Fuente: Malina y Pohland, 1992.

IV.3.- Sistemas de Crecimiento Fijo o de Película Fija

Los sistemas de crecimiento fijo entran bajo la clasificación de sistemas de la segunda generación o los de alta tasa, ya que fueron desarrollados después de la década de los 50s. A partir de entonces los procesos se desarrollaron con el objetivo de cumplir con dos características:

1. Incrementar la densidad de las poblaciones de bacterias en el digestor.

2. Aumentar la actividad bacteriana asegurando que las condiciones en el digestor sean las óptimas y un adecuado suministro de todos los nutrientes esenciales requeridos por las bacterias.

Los digestores anaerobios de la segunda generación o de alta tasa destacan por superar muchas de las limitantes que presentan los digestores de la primera generación o de baja tasa, tales como los TRHs demasiado largos y baja eficiencia en la remoción de materia orgánica (Magaña, 1994, citado por Magaña-Medina, 1996). Los digestores modernos son actualmente los más utilizados debido que tienen ventajas importantes, tales como:

- Trabajan en condiciones estrictamente anaerobias
- Son muy estables
- Las instalaciones son compactas
- Tienen costos reducidos de operación y mantenimiento
- Los procesos se adaptan tanto a pequeña como a gran escala
- Presentan resistencia a cambios bruscos en las condiciones de operación, a sustancias tóxicas y a períodos sin alimentación

(Magaña-Medina, 1996).

Los sistemas anaerobios de alta tasa o de la segunda generación también se caracterizan por contar con un mecanismo de retención de lodos. Básicamente, se aplican dos mecanismos para la retención de los lodos:

- 1) Sistemas basados en la inmovilización del lodo, por adhesión a un material sólido. A esta categoría pertenecen los filtros anaerobios y los reactores de lecho de lodos, ya sea de lecho fluidizado o expandido.
- 2) Sistemas basados en la separación líquido-sólido con reflujos de los sólidos separados al reactor. Bajo esta categoría se encuentra el UASB.

(van Haandel y Lettinga, 1994).

Este tipo de reactores cuentan con una película fija (biopelícula) en su interior para promover el desarrollo de altas concentraciones de biomasa para garantizar un tratamiento eficiente de las aguas residuales. El material utilizado como soporte debe de ser inerte, las

bacterias se adhieren en la superficie y se desarrollan alimentándose de la materia orgánica contenida en el agua residual que pasa a través del medio filtrante o de soporte. Debido a que las bacterias se encuentran físicamente adheridas sobre la superficie del material, permite que los reactores sean operados a altas velocidades de flujo, arrastrando únicamente el material no adherible. Con esto el tiempo de retención de la biomasa (TRS) se incrementa. Para obtener la máxima eficiencia de estos procesos se deben de evitar deficiencias en la transferencia de masa en el interior del reactor (Malina y Pohland, 1992).

Los tres tipos de procesos de crecimiento fijo actualmente utilizados son: Filtro Anaerobio, de Lecho Expandido, y de Lecho Fluidizado. Éstos pueden ser distinguidos cualitativamente por el grado de expansión del medio de soporte mantenido en el reactor (Malina y Pohland, op cit.).

IV.3.1.- Filtro anaerobio

El filtro anaerobio (FA) fue desarrollado por Young y McCarty en 1969 (van Haandel y Lettinga, 1994 y Malina y Pohland, 1992), a partir de las bases establecidas por Coulter y compañeros en 1957 (Haandel, y Lettinga op. cit.).

El filtro anaerobio es una columna con material de relleno sólido (ver Figura 10) que puede ser de diferentes tipos (Metcalf & Eddy, 1991), preferiblemente un material inerte. El medio de relleno sirve como soporte, y para el desarrollo y crecimiento de las bacterias anaerobias (Eckenfelder, 1989). El tratamiento se da al fluir el agua residual a través del medio filtrante donde se encuentran adheridas las bacterias, que consumen la materia disuelta y coloidal contenida en el agua. El material de relleno, además de retener los sólidos biológicos, también provee un mecanismo de separación de los sólidos y el gas producido en el proceso de la digestión. El flujo del agua puede ser ascendente o descendente (Eckenfelder, op. cit.).

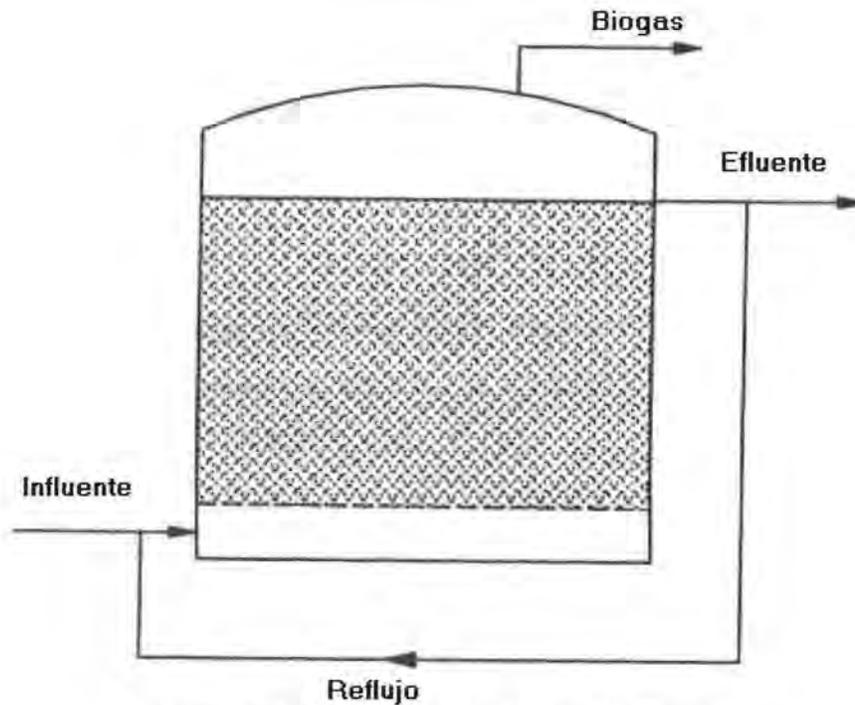


Figura No. 10. Esquema del Filtro Anaerobio.

No existe un material de relleno que se pueda decir que es el mejor, pero se recomienda no utilizar material rocoso (a como se utilizaba en los primeros digestores). Actualmente se utilizan materiales sintéticos, especialmente plásticos, que tengan estructura abierta y contengan un alto nivel de volumen vacío. El material puede tener diferentes formas, las más comunes son anillos, cubos, bloques. El empacado del relleno puede ser en forma ordenada/estructurada o al azar. El relleno estructurado y de flujo cruzado ha demostrado mejorar la eficiencia del proceso. La relación de área superficial a volumen más comúnmente utilizada es de aproximadamente $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Malina y Pohland, 1992).

Los filtros anaerobios son principalmente utilizados para el tratamiento de aguas residuales industriales, con cargas orgánicas que van de 10 a 20 kg. DQO/ $\text{m}^3 \cdot \text{d}$ (van Haandel y Lettinga, 1994). Sin embargo, de acuerdo a Metcalf y Eddy (1991), como las bacterias son retenidas en el material de relleno no son acarreadas con el flujo de agua, lo que permite que el tiempo de retención medio de las bacterias (TRS) sea alrededor de 100 días, con tiempos de retención hidráulico cortos. Por lo tanto este proceso se puede aplicar también a aguas con baja carga orgánica a temperatura ambiente.

Según Malina y Pohland (1992), los filtros anaerobios se pueden aplicar en el tratamiento de aguas residuales diluidas (<1000 mg DQO/l) a intermedias (>20,000 mg DQO/l). Para aguas residuales concentradas se recomienda el reciclaje del efluente para mantener la DQO de la entrada entre 8000 y 12,000 mg/l (Young & Yang, 1989, citado por Malina y Pohland, op cit.).

Metcalf & Eddy (1991) reportan valores para el tratamiento de aguas residuales con DQO de 10,000 a 20,000 mg/l con carga orgánica de 1.0 a 5.0 kg/m³.d TRH de 24 a 48 h, para obtener una eficiencia de 75 a 85%.

Eckenfelder (1989) reporta resultados obtenidos del tratamiento de aguas residuales de algunas industrias: de una industria farmacéutica, donde se obtuvo una remoción del 97% de la DQO, con carga orgánica de 3.5 kg. DQO/m³.d y a 37 °C; agua residual de proceso de químicos orgánicos sintéticos, donde se obtuvo un 80% de remoción de una carga orgánica de 0.56 kg. DQO/m³.d a 35 °C y un TRH de 36 h; y en una industria de extracción de grasas, donde se obtuvo una remoción del 70% de una carga orgánica de 2 kg. DQO/m³.d.

Se han diseñado reactores a escala completa para cargas orgánicas de hasta 16 kg DQO/m³.d, con tiempos de retención de 12 a 96 h (Young & Yang, 1989, citado por Malina y Pohland, op. cit.).

En la Figura 12a se muestra información obtenida a partir de filtros anaerobios a escala piloto sobre la eficiencia de éstos con respecto al tiempo de retención. Estas gráficas tienden a comportarse de acuerdo a la ecuación empírica propuesta por Young (1990) (citado por van Haandel y Lettinga, 1994):

$$E = 1 - S_e/S_i = 1 - c_2(\text{TRH})^{-c_1}$$

Donde:

S = concentración de sustrato (DQO)

E = Eficiencia de remoción

c_1 y c_2 = constantes empíricas.

A partir de la información experimental de los filtros anaerobios de la Fig. 12a, $c_1 = 0.50$ y $c_2 = 0.87$ (TRH en horas), entonces la ecuación se convierte en:

$$E = 1 - 0.87(\text{TRH})^{-0.50}$$

En conclusión los filtros anaerobios proveen un tratamiento estable y fácil de operar (Cuadro 9). Un buen mezclado de la recirculación del efluente y la acción de las burbujas de biogas aseguran que la temperatura, pH y el sustrato en el reactor sean relativamente uniformes. Sin embargo, la presencia del material de relleno impide el acceso al interior del reactor para el monitoreo del proceso e inspección del reactor. La gran proporción de biomasa adherible en los filtros anaerobios mejora la retención de la biomasa y mejora la estabilidad del proceso bajo condiciones variantes de alimentación. En comparación con los procesos de crecimiento suspendido, la única desventaja que presenta es el alto precio del material de relleno (Malina y Pohland, 1992), lo que puede incrementar el precio al doble, pues el costo del material de relleno es casi igual al del reactor (van Haandel y Lettinga, 1994).

Cuadro No. 9. Ventajas y Desventajas de los reactores de filtro anaerobio

VENTAJAS

- Se obtienen altas concentraciones de biomasa y TRSs largos
- Volumen pequeño del reactor debido a altas tasas de carga orgánica
- Operación relativamente estable bajo condiciones variantes de alimentación y de entrada de sustancias tóxicas
- Adecuado para el tratamiento de aguas residuales con concentraciones bajas de sólidos suspendidos
- No se requiere mezclado mecánico
- La producción de biogas y el reciclado del efluente asegura condiciones uniformes de temperatura, pH y concentraciones de sustrato en el reactor
- El espacio de terreno requerido es relativamente pequeño

DESVENTAJAS

- La acumulación de sólidos suspendidos puede afectar negativamente la hidráulica del reactor y las características de transferencia de masa
- No es adecuado para aguas residuales con alta concentración de sólidos suspendidos
- Se puede requerir la remoción de biomasa periódicamente
- Acceso limitado al interior del reactor para el monitoreo e inspección de la acumulación de biomasa
- TRHs relativamente cortos resultan en una menor capacidad para amortiguar las entradas de tóxicos
- El costo del material de relleno y los sistemas de soporte es alto

Fuente: Malina y Pohland (1992).

IV.3.2.- Sistemas de lecho fluidizado y/o expandido

Los sistemas de lecho fluidizado (LF) fueron introducidos por Jeris (1982) (citado por van Haandel y Lettinga, 1994). En estos sistemas el agua residual fluye a través de un material de relleno granular sobre el cual se da el crecimiento y desarrollo de las bacterias (Eckenfelder, 1989, y Metcalf & Eddy, 1991) creando una biopelícula sobre la superficie de partículas del material granular. El material de relleno se mantiene en suspensión (ver Figura 11) como resultado de la resistencia friccional del flujo de agua residual (Malina y Pohland, 1992).

Inicialmente se utilizaba arena como el medio granular, después se empezaron a utilizar materiales con menor densidad, tales como la antracita y plástico, para reducir la velocidad del flujo ascendente, y consecuentemente los costos de bombeo (van Haandel y Lettinga, 1994), lo que es una de las desventajas más significativas de estos sistemas (Malina y Pohland, 1992). En la práctica se han experimentado dificultades considerables para controlar el tamaño de las partículas y la densidad de los flóculos. De hecho, es imposible

garantizar un funcionamiento estable del proceso (van Haandel y Lettinga, op cit.). De acuerdo a Donovan, et al., 1984 (citado por Malina y Pohland, op cit.) el material más comúnmente utilizado es la arena de sílica de diámetro 0.2 a 0.5 mm con peso específico de 2.65. También se utilizan otros materiales como el carbón vegetal (Metcalf & Eddy, 1991), carbón activado y basalto (tipo de grava) (Malina y Pohland, 1992).

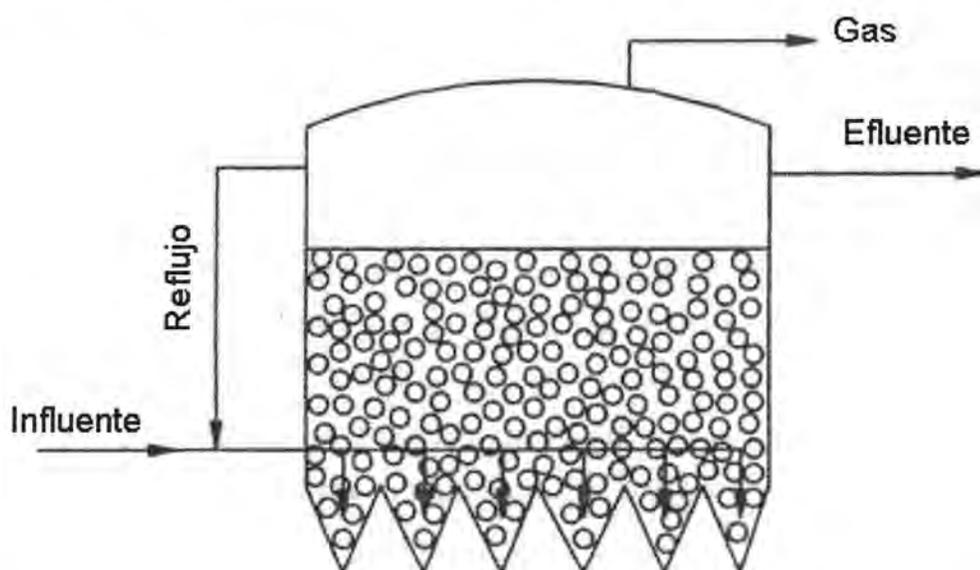


Figura No. 11. Esquema de los sistemas anaerobios de lecho expandido y/o fluidizado

La diferencia entre los reactores de lecho expandido y de lecho fluidizado es la baja velocidad de flujo aplicada al de lecho expandido comparada a la de lecho fluidizado, y la expansión del lecho o manto de lodos, donde en los reactores de lecho expandido el manto de lodo sólo se expande en un 10 a 20% (Jewell, 1982, citado por van Haandel y Lettinga, 1994).

El material de relleno en los reactores incrementa la densidad de la biomasa, lo que no permite que el lecho de lodos sea acarreado con el flujo, aún bajo condiciones de alta velocidad en el flujo de agua residual. Las altas velocidades de flujo aplicadas en los sistemas de lecho fluidizado y expandido promueven la turbulencia en la interfase biopelícula/líquido. Esta turbulencia también promueve la transferencia hacia dentro y fuera de la biopelícula, lo que previene que no se desarrollen biopelículas gruesas sobre el

material de relleno. Estas altas velocidades de flujo también permiten que el diseño de los reactores de lecho expandido y fluidizado sea de mayor altura que ancho (Malina y Pohland, 1992), lo que significa menor requerimiento de terreno para la construcción de éstos.

Para el diseño de los sistemas de lecho fluidizado y expandido la distribución del influente es crítica, para garantizar la suspensión del material particulado de relleno. También se requiere de una alta recirculación del efluente para la fluidización del medio de relleno y una máxima dilución del agua residual, garantizando así una buena eficiencia del proceso. Los sistemas de lecho fluidizado y expandido son utilizados para tratar aguas residuales en un rango amplio de concentraciones. Según Malina y Pohland (1992) se pueden tratar aguas con concentraciones menores a 1,000 mg DQO/l a mayores de 20,000 mg DQO/l, con cargas orgánicas de hasta 21 kg. DQO/ m³.d, lo que los hace más eficientes que los filtros anaerobios. Metcalf & Eddy (1991) reportan concentraciones de 5,000 a 10,000 mg/l con carga orgánica de 5 a 10 kg. DQO/m³.d, TRH de 5 a 10 h para obtener una eficiencia de 80 a 85 %. Eckenfelder (1989) reporta una eficiencia de remoción del 80% para un agua diluida con carga orgánica de 4 kg. DQO/m³.d y con un crecimiento bacteriano de 30,000 mg/l.

Debido a que se puede mantener una alta cantidad de biomasa, de 15,000 a 40,000 mg/l estos procesos pueden ser aplicados, también, a aguas residuales municipales, con tiempos de retención hidráulico cortos (Metcalf & Eddy, 1991). Hasta el momento son escasos los sistemas anaerobios de lecho fluidizado o expandido instalados y operando a escala completa, por lo que la mayoría de la información en cuanto a operación y diseño es con respecto a reactores piloto o a escala de laboratorio (van Haandel y Lettinga, 1994). La Figura 12b muestra resultados experimentales obtenidos a partir de digestores anaerobios fluidizados y expandidos con respecto a la eficiencia de remoción en función del tiempo de retención (TRH). Los resultados tienden a un comportamiento lineal, lo que permite calcular la eficiencia utilizando la siguiente ecuación:

$$E = 1 - 0.56(\text{TRH})^{-0.60}$$

En el Cuadro 10 se listan las ventajas y desventajas de los sistemas de lecho fluidizado y expandido.

Cuadro No. 10. Ventajas y Desventajas de los Sistemas Anaerobios de Lecho Fluidizado y/o Expandido.

VENTAJAS

- Se obtienen concentraciones altas de biomasa y TRSs largos
- Características excelentes de transferencia de masa
- Volúmenes compactos de reactores debido a las altas tasas de carga orgánica
- Produce mejor calidad del efluente que otros tratamientos anaerobios
- Operación relativamente estable bajo condiciones variables de alimentación y entradas de tóxicos
- Adecuado para aguas residuales con baja concentración de sólidos suspendidos
- No requiere de mezclado mecánico; ahorro energético
- La producción de biogas y la extensa recirculación del efluente asegura condiciones uniformes con respecto a temperatura, pH y concentración de sustrato en el reactor
- Pequeño espacio de terreno requerido

DESVENTAJAS

- Se requiere de tiempos largos de arranque
- Requerimiento energético alto para la expansión y fluidización del lecho
- El control del contenido del medio de relleno y de la biomasa puede ser difícil
- El lavado accidental del medio de relleno puede dañar los componentes del equipo de tratamiento posterior
- No es adecuado para aguas con altos contenidos de sólidos suspendidos
- TRHs relativamente cortos del reactor reducen la capacidad de amortiguación de entradas bruscas (shock en el flujo)
- El diseño del sistema mecánico es relativamente complejo
- El costo del material de relleno es alto

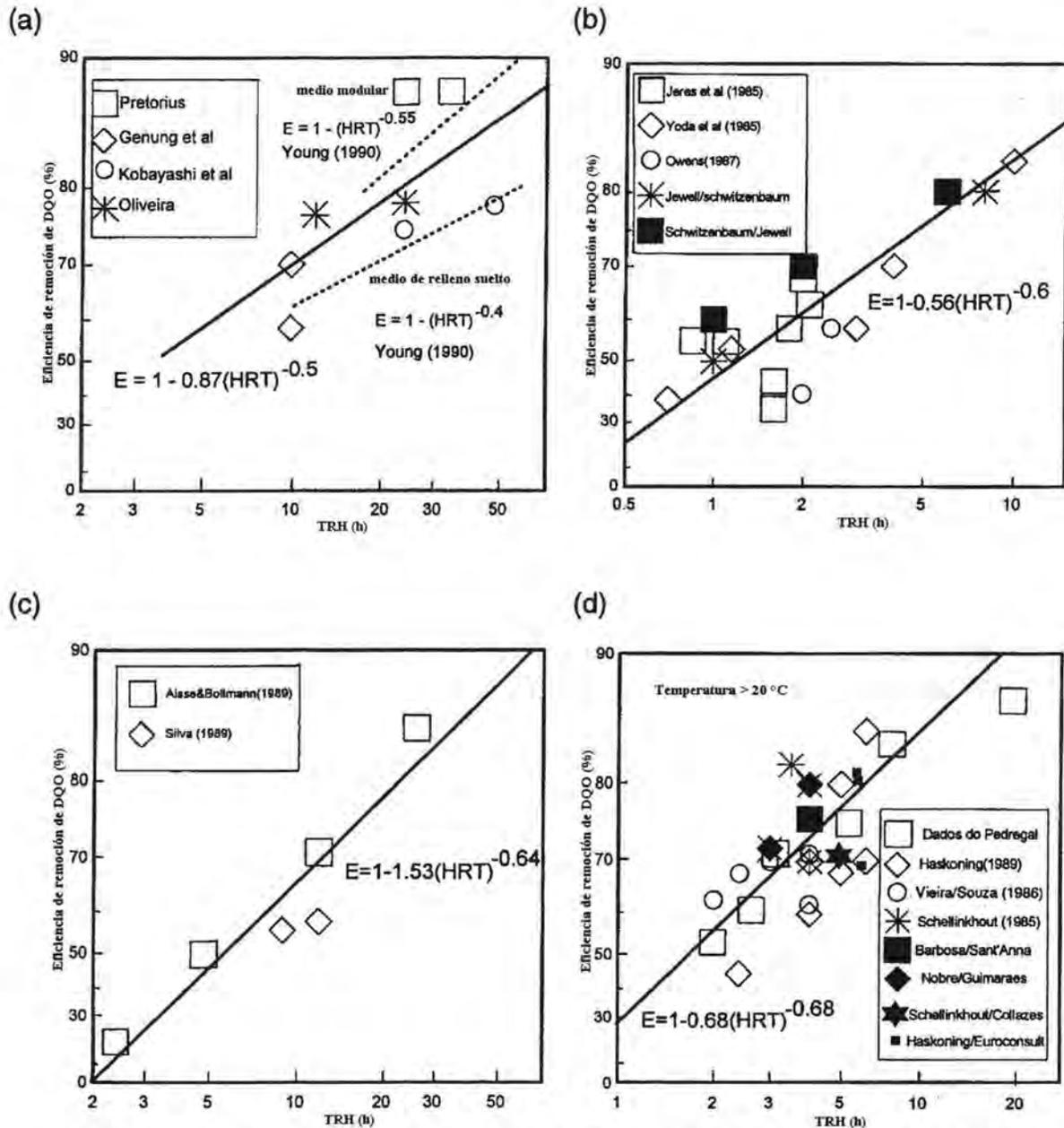


Figura No. 12. Resultados experimentales de la eficiencia de la remoción de DQO en función del TRH (a) en filtros anaerobios; (b) en sistemas de lechos fluidizados o expandidos; (c) en reactores UASB sin compartimiento de sedimentación; y (d) en reactores UASB con compartimiento de sedimentación.

DIGESTOR ANAEROBIO DE MANTO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE (UASB)

V.1.- Características de los Digestores UASB

El reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente (UASB) fue desarrollado en los 70s por Lettinga y su grupo en la Universidad de Wageningen en Holanda. El reactor UASB es el sistema anaerobio de alta tasa más ampliamente utilizado que cualquier otro sistema anaerobio para el tratamiento de las aguas residuales, debido al perfil económico y su alta eficiencia (van Haandel y Lettinga, 1994, y Malina y Pohland, 1992).

En el sistema UASB el agua residual es alimentada en la parte inferior del reactor, donde es distribuida uniformemente (Figura No. 13). El agua residual fluye hacia arriba pasando a través de un manto compuesto por gránulos o partículas biológicas, las cuales consumen la materia orgánica conforme va pasando por el manto biológico. El biogas producido en el proceso causa una circulación interna en el reactor, lo que contribuye a la formación y mantenimiento de los gránulos biológicos. Al subir el gas, principalmente metano y bióxido de carbono, las burbujas chocan con un separador de fases, donde el gas es separado de la fase líquida y de las partículas que lleguen hasta este punto. El gas pasa al domo del separador donde se puede capturar o almacenar para su posterior disposición (purificación y uso). Las partículas al chocar en este separador son devueltas al manto de lodos donde se sedimentan y pasan a ser parte de éste, de nuevo (Metcalf & Eddy, 1991; Eckenfelder, 1989). Este dispositivo separador es característico de los digestores UASB, y es el encargado de mantener la cantidad de biomasa (lodo) adecuada, al mismo tiempo que garantiza un efluente de buena calidad, libre de sólidos suspendidos. Los baffles instalados debajo de la apertura de los separadores de fase (ver Figura No. 13) operan como deflectores de gas y previenen que las burbujas de biogas entren a la zona de sedimentación, donde pueden causar turbulencia y consecuentemente impedir la sedimentación de las partículas (van Haandel y Lettinga, 1994). En la zona de

sedimentación se separan las partículas sólidas o los gránulos biológicos contenidos en el agua. Los sólidos separados caen a través de los baffles y se sedimentan en el manto de lodos (Metcalf & Eddy, 1991).

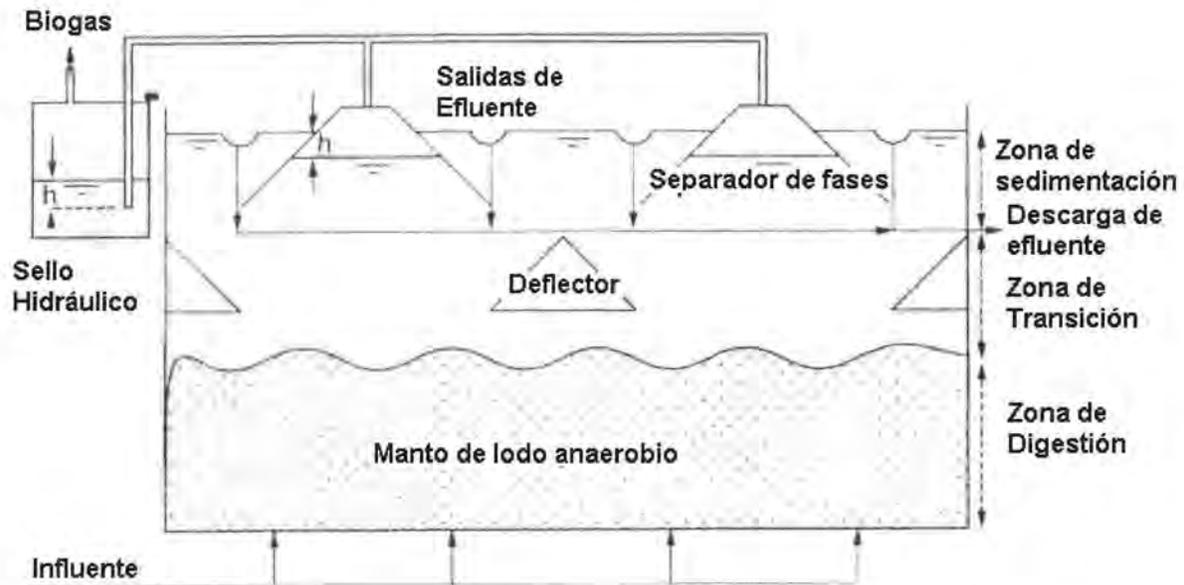


Figura No. 13. Representación esquemática del reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente (UASB).

La formación de gránulos y su mantenimiento es uno de los factores de extrema importancia en la operación del proceso. Pol, et al (citado por Eckenfelder, 1989) reportó que se requieren de 150 mg/l de Ca^{2+} para la promoción de la granulación y una concentración de 5 a 10 mg/l de Fe^{2+} ayudan a reducir el crecimiento filamentoso de las bacterias.

Para mantener en suspensión al manto de lodos se debe de mantener una velocidad del flujo ascendente de 0.6 a 0.9 m/h (Metcalf & Eddy, 1991 y Eckenfelder, 1989). La concentración de biomasa en el manto de lodos para una eficiente estabilización de las aguas residuales debe de estar entre 100 y 150 g/l (Pol, et al, citado por Eckenfelder, op cit.).

Metcalf & Eddy (1991), reportan que para aguas residuales con concentraciones de DQO entre 5,000 y 15,000 mg/l, con carga orgánica de 4.0 a 12.0 kg. DQO/m³.d, con TRHs de 4 a 12 h, se obtuvo una eficiencia de remoción de DQO de 75 a 85%. Mientras que

Eckenfelder (1989), reporta valores de reactores piloto, para aguas con carga orgánica de 15 a 40 kg. DQO/m³.d, con TRHs de 3 a 8 h, donde se obtuvieron porcentajes de remoción atractivos, y para una planta a escala completa donde se obtuvo una remoción del 80% de un agua residual de la industria azucarera con carga de 10 kg. DQO/m³.d con un TRH de 4h. Se han tratado aguas utilizando digestores UASB para tratar aguas con carga orgánica de hasta 96 kg. DQO/m³.d, exitosamente.

En la Figura 12c y 12d se muestran los resultados experimentales a partir de reactores UASB a escala completa y piloto sin sistema de sedimentación (sistema RALF) y con sedimentación. A partir de estos datos experimentales, van Haandel y Lettinga (1994), proponen la siguiente expresión empírica, para determinar la eficiencia del proceso:

Sistema con cámara de sedimentación:

$$E = 1 - 1.53(\text{TRH})^{-0.64}$$

Sistema completo UASB (con sedimentador):

$$E = 1 - 0.68(\text{TRH})^{-0.68}$$

El sistema RALF (Gomes, 1985, citado por van Haandel y Lettinga, op cit), es un digestor UASB, con la diferencia que no cuenta con los deflectores y los separadores de fase, con el objetivo de reducir el costo del reactor y simplificar la construcción.

V.2.- Aplicación de los Digestores UASB

Muchos son los reactores UASB instalados y operando a escala completa y es la opción que se está siguiendo. Estos reactores trabajan principalmente en condiciones tropicales y subtropicales, pero se han realizado investigaciones a nivel piloto para climas moderados (van Haandel y Lettinga, 1994).

Tabla No. 9. Digestores UASB Construidos hasta antes de Septiembre de 1990.

Industria (fuente de agua residual)	Número de UASBs	Volumen del Reactor (m³)
Alcohol	20	52,000
Levadura para panadería	5	9,900
Panadería	2	347
Cervecería	30	60,600
Dulcería	2	350
Conservas	3	2,800
Química	2	2,600
Chocolate	1	285
Ácido cítrico	2	6,700
Café	2	1,300
Leche y queso	6	2,300
Destilería	8	24,000
Agua residual doméstica	3	3,200
Fermentación	1	750
Jugo de frutas	3	4,600
Producción de fructosa	1	240
Lixiviado de relleno sanitario	6	2,495
Pulpa y papel	28	67,197
Farmacéutica	2	400
Procesamiento de la papa	27	25,610
Hulera	1	650
Licor de lodos de agua residual	1	1,000
Rastro	3	950
Industria de refrescos	4	1,385
Almidón (cebada, maíz, trigo, papa)	16	33,500
Procesamiento del azúcar	19	23,100
Vegetales y Frutas	3	2,800
Levadura	4	8,550
Total	205	339,609

Fuente: Malina y Pohland (1992).

El número total de reactores UASB a escala completa instalados hasta el primero de junio de 1991, sumaban 300 unidades. En la Tabla 9 se lista el número de digestores UASB instalados por contratistas y consultores Holandeses hasta septiembre de 1990. En Sao Paulo, Brasil, se habían instalado 100 unidades hasta abril de 1991.

V.3.- Criterios de Diseño para Digestores UASB

V.3.1-Forma y tamaño del digestor

En el caso de aguas residuales con concentraciones relativamente bajas, tales como las domésticas, el tiempo de retención hidráulico (TRH) es más importante que el parámetro de carga orgánica para determinar la forma y el tamaño del reactor UASB. Por lo general la parte superior, (zona de sedimentación) es más grande que la zona de digestión (ver Figura 14a) . El tener un área mayor de sedimentación tiene ciertas ventajas para la retención del lodo, lo cual es importante para aguas residuales diluidas. Sin embargo, para aguas residuales concentradas la carga orgánica es el factor determinante, y no se requiere de diseños con áreas superficiales grandes en la zona de sedimentación, como se muestra en la Figura 14b . En la práctica, todos los reactores UASB, bajo construcción u operación tienen áreas iguales para la zona de digestión y la de sedimentación, como se muestra en la Figura 14c. De acuerdo a la experiencia se ha determinado que son más las ventajas de construir reactores verticales que los que tienen paredes inclinadas y con mayor área de sedimentación (van Haandel y Lettinga, 1994).

Indiscutiblemente, el TRH, es un parámetro importante de diseño para los reactores UASB. Este parámetro no puede ser exactamente evaluado aún, a partir de cuestiones teóricas, pero a partir de resultados experimentales se ha determinado que un TRH medio de 6 horas es suficiente en regiones tropicales y subtropicales ($T > 18\text{ }^{\circ}\text{C}$) para obtener una eficiencia satisfactoria de tratamiento con reactores UASB. En base al TRH, el volumen del reactor puede ser determinado con la siguiente ecuación:

$$V_r = Q_i (TRH)$$

Donde V_r = volumen del reactor; Q_i = flujo medio; y TRH = tiempo de retención hidráulico.

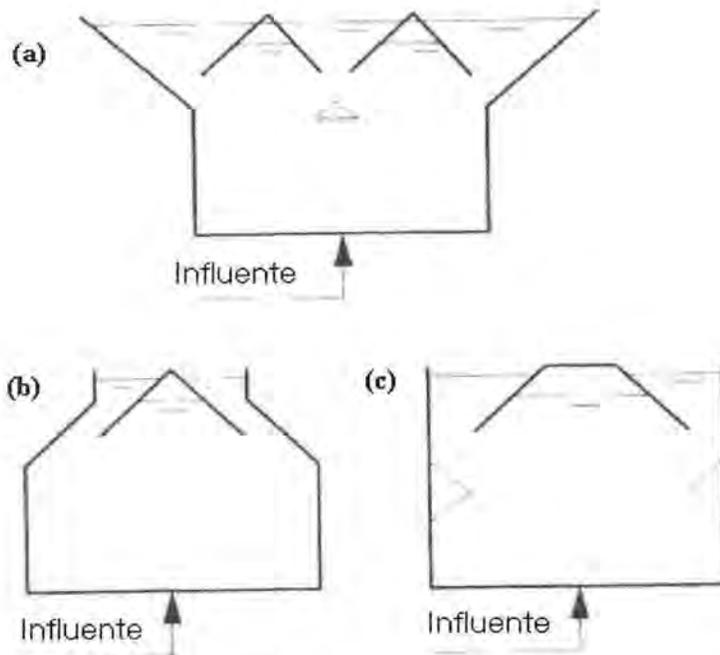


Figura No. 14. Configuración básica de los reactores UASB

Otro parámetro de diseño es la altura del reactor. La altura apropiada de diseño va de acuerdo a consideraciones económicas y de eficiencia. La altura económica de un reactor UASB es de 4-6 m, que es con la que se obtiene una mejor eficiencia, por lo general. Se debe de considerar también el lugar donde se va a instalar el reactor. Se recomienda que se sitúe a nivel de suelo y se aproveche la topografía del sitio, con objeto de ahorrar en bombeo del agua residual.

La altura del reactor tiene importantes implicaciones para la eficiencia de la remoción de la materia orgánica, ya que la velocidad del flujo ascendente está directamente relacionada con la altura del reactor. Debido a que la velocidad del flujo no debe de exceder un cierto valor para mantener una concentración suficiente de lodo, la altura del reactor también está limitada. Por el contrario, una alta velocidad de flujo incrementa la turbulencia en la entrada del sistema afectando así el contacto entre el lodo biológico y el agua residual de alimentación. La relación entre la velocidad ascendente y la altura del reactor UASB, se da con la siguiente ecuación:

$$v_1 = Q_v/A = V_r/[(TRH)A] = H/TRH$$

Donde v_1 = velocidad ascendente del líquido; A = área superficial del reactor UASB; y H = altura del reactor.

Para el tratamiento de aguas residuales utilizando sistemas UASB convencionales, la velocidad media no debe de exceder 1 m/h. Por lo que, para TRHs de 6 horas, la altura del reactor no debe de exceder 6 m. Aunque el TRH de diseño exceda las seis horas, la altura del reactor es generalmente entre 4-6m y la velocidad es proporcionalmente más baja.

Existen básicamente dos formas geométricas de reactores UASB: rectangular y circular. La forma circular tiene la ventaja de una mayor estabilidad estructural, pero la construcción de un separador de fase circular es más difícil, que un reactor rectangular o cuadrado. Por esta razón, los reactores pequeños son construidos en forma cilíndrica, y las unidades grandes en forma rectangular o cuadrada. Ambas formas se aplican en la práctica. También se hacen diseños híbridos, con un reactor circular y un separador rectangular. Cuando se construyen más de una unidad, la forma rectangular es más adecuada debido a que se pueden compartir paredes por las diferentes unidades.

También se debe tomar en consideración el volumen y el ancho del reactor, los valores de longitud y ancho deben de ser especificados para un reactor rectangular. Se obtiene menor costo de construcción en reactores cuadrados debido a que el perímetro de un cuadro es más pequeño que el de un rectángulo con la misma área. Consecuentemente, el área superficial de las paredes de un reactor rectangular es mayor que la de un cuadrado y por lo tanto, se requerirá más material de construcción (van Haandel & Lettinga, 1994).

V.3.2- Resultados obtenidos de digestores UASB a escala completa

De acuerdo a la experiencia obtenida en el diseño, construcción y operación de Reactores UASB a escala completa en Colombia, Malina y Pohland (1992), resumen los resultados más importantes obtenidos de estos:

- 1.) Un reactor UASB puede ser arrancado en un período de 6 a 12 semanas sin usar ninguna siembra, a un tiempo de retención hidráulico (TRH) de aproximadamente seis

semanas. Inmediatamente después de iniciar la alimentación de la planta, se obtiene hasta un 50 % de eficiencia de remoción de DQO, la cual puede sufrir una pequeña declinación debido a la hidrólisis de sustratos sólidos acumulados.

2.) Eficiencias del tratamiento (a un TRH de 4 – 6 hrs.):

- DQO (total/total): 50 – 75 % (65 %)
- DBO (total/total) (70 – 90 %) (80 %)
- SST: 60 – 85 % (70 %)

La eficiencia del tratamiento puede ser mejorada con un tratamiento posterior.

Bajo condiciones de flujo bajo de noche y alto de día, es obtenida una mejor eficiencia en el tratamiento.

Generalmente la concentración de N-amoniacal se incrementará en aproximadamente un 40 %, mientras el 40 % de PO_4^{3-} se eliminará.

3.) Producción de gas metano:

- 0.19 Nm^3/kg DQO removido.
- 0.33 CH_4 – DQO/kg. DQO removido.
- 56-63 % del metano abandona el reactor con la disolución efluente.

4.) Conversión de SST:

- El 40 % de los SST se encuentran en el lodo.
- El 25 % de los SST es convertido a metano.
- El 30 % abandona el reactor con el efluente.

5.) Producción de lodo:

- Generalmente: 0.1 kg. DQO/kg. DQO _{influyente}.
- Valor máximo encontrado: 0.25 kg. DQO/kg. DQO _{influyente}.
- 0.4-0.6 kg. SST/kg. SST_{in} (= 0.06-0.1 kg. SST/m³).

6.) Retención de lodo:

- 31-37.5 kg. SST/m³
- 9.4-12.5kg SSV/m³

7.) Edad del lodo: 35-100 días (cuando el reactor está lleno).

8.) Características del lodo:

- Contenido de cenizas: 55-65 %
- Actividad metanogénica específica: >0.1 Kg DQO/kg. SSV.día

- Estabilidad: 20-50 L CH₄/kg lodo
 - Características de secado: 20 kg/m² en siete días resulta en 35-40 % sólidos secos (DS)
- 9.) Concentración del lodo en el lecho de lodos: hasta 100 kg SST/m³ en la parte inferior del reactor, dependiendo del tipo de agua residual.
- 10.) Las características del lodo pueden afectar:
- La estabilidad del lodo
 - El contenido de cenizas
- 11.) Diseño de reactores UASB para tratamiento de aguas residuales:
- TRH medio mínimo: 4 h.
 - Altura: 4 m
 - Puntos de alimentación:
 - 1 por 4 m² cuando el reactor está lleno de lodo
 - 1 por 1 m² cuando poco lodo está presente
 - Presión estática en las cajas de entrada de alimentación: hasta 50 cm
 - Velocidad de flujo ascendente en la apertura: media diaria 4 m/hr; durante 2-4 hrs 8m/hr
 - Instalar baffle enfrente del vertedor del efluente.
 - Materiales de construcción: acero inoxidable o plástico, usar concreto resistente al ácido y usar material resistente a la corrosión para la campana de gas y/o un material bueno de recubrimiento.

COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO

La eficiencia de los sistemas anaerobios para el tratamiento de aguas residuales se debe evaluar como una función del tiempo de retención del agua residual (TRH). En la Figura 15 se puede observar el rango de eficiencia que tienen los diferentes sistemas anaerobios en función del TRH. Para todos los sistemas anaerobios los resultados indican una relación lineal entre los logaritmos de la eficiencia de remoción y el tiempo de retención hidráulico. Esta relación se puede definir con la siguiente ecuación:

$$E = 1 - c_1(\text{TRH})^{-c_2}$$

Donde las constantes c_1 y c_2 son características de los diferentes procesos anaerobios. Los valores de estas constantes se listan para cada tipo de sistema en la Tabla 10.

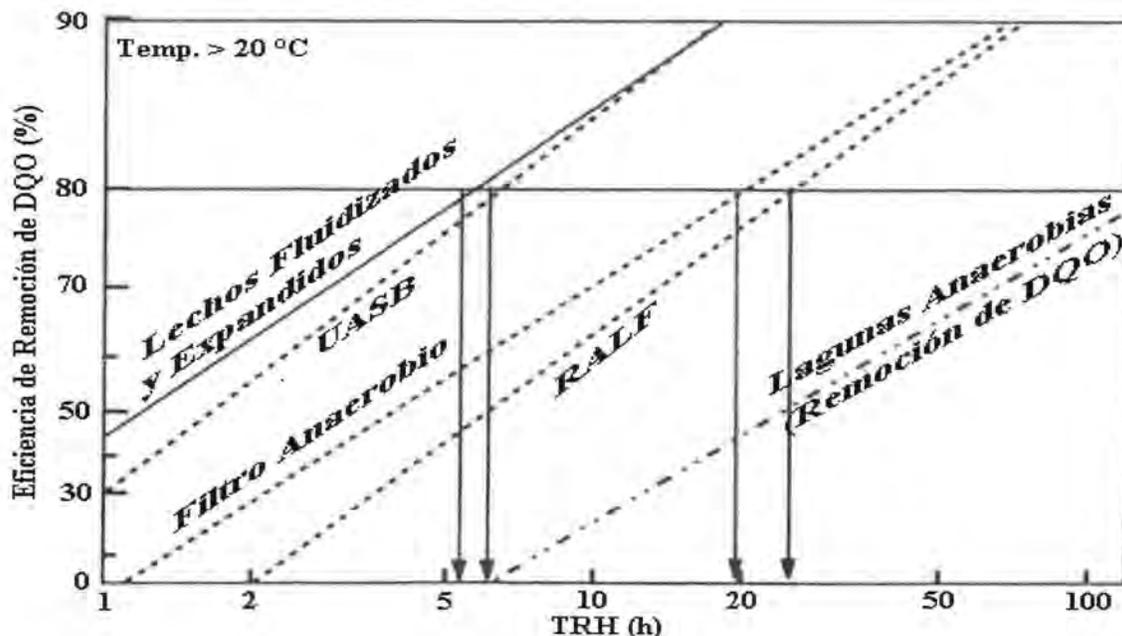


Figura No. 15. Relación entre la eficiencia de remoción de la materia orgánica del agua residual como función de tiempo de retención en diferentes sistemas anaerobios.

De acuerdo a la información de las gráficas, se puede observar que:

- 1.) Para temperaturas arriba de 20 °C es posible obtener una eficiencia de remoción de DQO mayor al 80% para los diferentes sistemas considerados, pero los TRHs varían significativamente de acuerdo al sistema.
- 2.) En el rango de interés práctico el funcionamiento del reactor UASB y del reactor de lecho fluidizado y expandido tienden a ser similares con el mismo tiempo de retención.
- 3.) El funcionamiento de sistemas UASB bien diseñados es superior al de los reactores de manto de lodos sin equipo de sedimentación (RALF) y al de los sistemas de filtro anaerobio operados al mismo TRH. La eficiencia de remoción de una laguna anaerobia es inferior a todos los sistemas anaerobios considerados.

Para comparar el tiempo de retención, y por lo tanto, el volumen, de los diferentes sistemas anaerobios, la ecuación de la relación eficiencia y tiempo de retención se puede escribir de la siguiente manera:

$$TRH = [(1 - E)/c_1] c_2^2$$

Aplicando esta ecuación para obtener una eficiencia de remoción del 80% para todos los sistemas anaerobios considerados, se obtuvieron los resultados listados en la Tabla 10.

Tabla No. 10. Valores empíricos de las constantes características y los tiempos de retención para una eficiencia de remoción de DQO del 80% para diferentes sistemas anaerobios (temperatura >20 °C).

Sistema	c ₁	c ₂	TRH (h) para E=0.8
UASB	0.68	0.68	5.5
Lecho fluidizado o expandido	0.56	0.60	5.5
Filtro anaerobio	0.87	0.50	20.0
RALF	1.53	0.64	24.0
Lagunas anaerobias*	2.4	0.50	144

*Eficiencia de remoción de DBO (Fuente: van Haandel y Lettinga, 1994).

Metcalf & Eddy (1991), hacen una comparación de eficiencia entre los diferentes procesos anaerobios en función del rango de concentración y la carga orgánica del agua residual que se puede tratar de acuerdo al sistema de tratamiento y sus tiempos de retención (TRH). Estos valores se listan en la Tabla 11.

Tabla No. 11. Eficiencia de los diferentes procesos anaerobios comunes

Sistema	DQO del influente (mg/l)	TRH (h)	Carga orgánica kg DQO/m³.d	Remoción de DQO (%)
Contacto anaerobio	1,500-5,000	2-10	0.5-2.5	75-90
UASB	5,000-15,000	4-12	4.0-12.0	75-85
Filtro anaerobio	10,000-20,000	24-48	1.0-5.0	75-85
Lecho expandido	5,000-10,000	5-10	5.0-10.0	80-85

En la Tabla 12 se muestra la aplicabilidad y la eficiencia de los diferentes sistemas anaerobios en el tratamiento de aguas residuales de varios sectores industriales.

A partir de la Tabla 12 se puede observar que el sistema más utilizado en el sector industrial para el tratamiento de las aguas residuales es el UASB, y es el que trata aguas residuales en el rango más amplio de carga orgánica, con menores tiempos de retención y con la eficiencia más constante. También se puede observar que la temperatura de operación más empleada es la de 35 °C, que es la temperatura óptima, como se mencionó anteriormente.

En la práctica la aplicabilidad de un sistema de tratamiento no es únicamente determinada, a partir del tiempo de retención y del volumen del reactor, se deben de considerar las ventajas y desventajas de las diferentes opciones de tratamiento. Algunos sistemas tienen ciertas desventajas que no permiten que sean desarrollados y aplicados a escalas mayores, tal es el caso de las fosas sépticas y los tanques Imhoff. Estos sistemas no son atractivos debido a que su eficiencia es baja y su TRH es largo. Las lagunas anaerobias proveen una remoción más eficiente de la materia orgánica y también tienen la ventaja de ser más simples en cuanto a su construcción. Sin embargo, el área requerido para la laguna es

demasiado grande, por lo que su aplicación no es práctica en áreas de densidad de población alta y donde el terreno es caro.

Tabla No. 12. Eficiencia de diferentes sistemas de tratamiento en aguas residuales industriales.

Agua residual	Proceso	Carga orgánica (kg/m³.d)	TRH (h)	Remoción (%)	Temp. (°C)
Empacado de carnes	Contacto anaerobio	3.2 (DBO)	12.0	95.0	30
Rastro		3.5(DBO)	12.7	95.7	35
Cítricos		3.4(DBO)	32.0	87.0	34
Sintéticos	Filtro anaerobio	1.0(DQO)	--	90.0	25
Farmacéuticos		3.5 (DQO)	48	95.0	35
Goma Guar		7.4(DQO)	24	60.0	37
Extracción de grasas		2.0(DQO)	36	70.0	35
Lixiviados de rellenos		7.0(DQO)	--	89.0	25
Papelera		10-15(DQO)	24	77.0	35
Sintéticos		Lecho	0.8-4.0(DQO)	0.33-6	80.0
Papelera	expandido	35-48(DQO)	8.4	88.0	35
Leche descremada	UASB	71(DQO)	5.3	90.0	30
Papas		25-45(DQO)	4	93.0	35
Azúcar		22.5(DQO)	6	94.0	30
Champaña		15(DQO)	6.8	91.0	30
Azúcar de remolacha		10(DQO)	4	80.0	35
Cervecera		95(DQO)	--	83.0	--
Papelera		4-5(DQO)	70	87.0	35

Adaptada de: Eckenfelder, 1989.

Los filtros anaerobios tienen la desventaja de tener un alto costo de construcción y de presentar ciertas dificultades de operación debido al bloqueo en la columna del material de relleno. En cuanto al sistema RALF, se recomienda que se le instale un dispositivo separador de fase, para obtener eficiencias comparadas con el UASB. El costo del separador de fases se compensará con la reducción del tamaño del reactor. Comparando el reactor UASB con los reactores de lecho fluidizado o expandido, es evidente que éstos últimos requieren de un bombeo adicional, incrementando así el costo de operación. El reactor UASB no requiere de bombeo si se dispone de suficiente carga hidráulica. Además, el lecho fluidizado no es adecuado para el tratamiento de aguas residuales con alto contenido de sólidos suspendidos y debido a que presentan dificultades para mantener la concentración de biomasa adecuada en el reactor. Consecuentemente, el sistema UASB es la opción más atractiva para el tratamiento de las aguas residuales.

RECOMENDACIONES

En el Estado de Quintana Roo y a nivel nacional se carece de sistemas apropiados para el tratamiento de aguas residuales. Esto se debe principalmente al alto costo que implica el construir y operar un sistema de tratamiento de aguas residuales que rinda una eficiencia adecuada, por lo que es una necesidad primordial satisfacer las necesidades en materia de tratamiento de aguas residuales con tecnologías aplicables a nuestro medio, es decir, eficientes y con bajos costos desde la construcción hasta la operación, en donde la tecnología anaerobia se perfila como la alternativa más atractivas para su aplicación.

Por el clima tropical que presenta nuestra región, las condiciones son las adecuadas para este tipo de tratamiento de aguas residuales, pues las bacterias que se involucran en el proceso requieren de temperaturas como las que tenemos en el Estado, esto garantiza una buena eficiencia del proceso y reduce los costos de operación ya que no se requiere de energía para mantener los digestores a temperaturas adecuadas.

La mayoría de las aguas residuales generadas en el Estado son aguas de origen doméstico, aguas que contienen una baja concentración de material orgánico, lo que trae como consecuencia que se alargue el tiempo de retención sólidos en el digestor anaerobio, para que las bacterias tengan tiempo suficiente para degradar la materia orgánica. También se recomienda para este tipo de agua residual recircular el lodo (biomasa) que se obtiene del efluente para mantener una concentración de bacterias adecuada.

Para reducir el tiempo de retención y al mismo tiempo aumentar la eficiencia del tratamiento del agua residual, el sistema de tratamiento anaerobio se complementa con un sistema de tratamiento aerobio, por lo general se opta por el sistema de aereación extendida o lodos activados.

Por otro lado, un sistema anaerobio se puede integrar en los procesos aerobios en operación, poniéndolo antes del tratamiento de lodos activados para incrementar su eficiencia en la remoción de materia orgánica y disminuir el consumo de energía en estos procesos, lo que se traduce en la reducción de los costos de operación de los mismos.

Para obtener una eficiencia óptima en los sistemas anaerobios se debe de hacer un monitoreo continuo y estricto de los parámetros de control en el digester anaerobio; se recomienda mantener el pH lo más cercano al neutro, la temperatura lo más próxima a 35 °C (temperatura óptima), la concentración de nutrientes y de biomasa deben de ser las adecuadas, y evitar la entrada de sustancia tóxicas o inhibidoras al máximo, o por lo menos diluirlas antes de entrar al digester anaerobio.

LITERATURA CITADA

APHA, AWWA, WPCF. 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de las Aguas Residuales Potables y Residuales. Madrid, España: Editorial Diaz de Santos, pp. 2-65, 2-83 a 2-89, 2-97 a 2-103, 4-126, 4-163, 4-187, 5-17 a 5-19 y 6-29.

Balch, W. E., G. E., Fox, L. G. Magrum, C. R., Woese & R. S., Wolfe. 1979. Methanogens: Reevaluation of a unique biological group: *Microbiology*. Vol. 43, pp. 260-296.

Balch, W.E & R. S., Wolfe. 1976. New approach to the cultivation of methanogenic bacteria: *Applied Environmental Microbiology*. Vol. 32, pp. 781-791.

Boone, D. R. 1991. "Ecology of Methanogenesis," in *Microbial Production and Consumption of Geenhoese Gases: Methane, Nitrogen Oxides, and Halomethanes*, J. E. Rogers and W. B. William, eds., American Society of Microbiology, pp 57-70.

CNA. 1995. Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento a Diciembre de 1994. Unidad de Programas Rurales y Participación Social. México, pp. 3, 17-19.

Collado-Lara, R. 1992. Depuración de Aguas Residuales en Pequeñas Comunidades. Colección Seinor No. 12. España: Seinor, pp. 25 y 29-31.

De Baere, L. A., M. Devocht, P. Van Assche and W. Vestraete. 1984. "Influence of High NaCl and NH₄Cl Salt Levels on Methanogenic Associations," *Water Sci. Technol.*, 18(5):543-548.

Demuyneck, M., E. J. Nyns and W. Palz. 1984. *Biogas Plants in Europe: A Practical Handbook*, Dordrecht, Holland, Reidel Publishers.

Donovan, E. J., Jr., D. A. Kysinsky and K. Subburamu. 1984. "Anaerobic Treatment of Sulfite Liquor Evaporator Condensate," in Proc. 1984 Environ. Conf., TAPPI, Atlanta, Georgia, pp.209-217.

Draaijer, H., J. A. W. Maas, J. E. Schaapman and A. Khan. 1991. "Performance of the MLD UASB Reactor for Sewage Treatment at Kampur, India," in Proc. 6th Int. Symp. Anaerobic Digestion, May, Sao Paulo, Brazil, pp. 115-124.

Eckenfelder, W. 1989. Industrial Water Pollution Control. USA: McGraw-Hill, pp. 35-39 y 245-256.

Eckenfelder, W., & D. J., Ford. 1970. Water Pollution Control. Experimental Procedures for Process Design. USA: Editorial Jenkins & Co., pp. 185-191.

Fernández-Villagómez, G. 1993. Estudios Cinéticos de Sistemas Anaerobios en Reactores de Película Fija Alimentados con Aguas de la Industria del Papel. Tesis Doctoral. División de Estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería, UNAM: México, pp. 35-39.

Frostell, B. 1985. "Anamet Anaerobic-Aerobic Wastewater Treatment Turns Costs into Benefits for the Pulp and Paper Industry," Swedish Pulp and Paper Mission, 1985, Swedish Trade Council, Stockholm, Sweden.

Guyot, J. P. & O., Monroy.1993. Bases Fisiológicas del Control de los Digestores Anaerobios. México: Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana, pp. S-160, 161 y S-168.

Henze, M. and P. Harremoes. 1983. "Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactors –A Literature Review," Water Science and Technology, 15 (8/9):1-101.

Hernández-Muñoz, A. 1992a. Depuración de las Aguas Residuales. Segunda Edición. Colección Señor No.9. España: Editorial Señor, pp. 33-37, 55-56, y 59.

Hernández-Muñoz, A. 1992b. Saneamiento y Alcantarillado. Tercera Edición. Colección Seínor No.7. España: Editorial Seínor, pp. 43-45.

Higgins, I. J. and R. G., Burns. The Chemistry and Microbiology of Pollution. Academic London.

Holland, K. T.; J. S., Knapp and J. G., Shoesmith. 1987. Anaerobic Bacteria. Chapman and Hall, New York.

Hungate, R. E. 1969. A roll-tube method for the cultivation of strict anaerobes: Methods in Microbiology. Vol. 3B. New York: Academic Press Inc., pp. 117-132.

INEGI. 1994. Estadísticas del Medio Ambiente. México, pp. 95 y 96.

Isa, Z., S. Grusenmeyer and W. Verstraete. 1986. "Sulfate Reduction Relative to Methane Production in High Rate Anaerobic Digestion: Technical Aspects," Appl. Environ. Microbiol., 51 (3):572-579.

Jeris, J. S. 1982. Industrial Wastewater Treatment Using Anaerobic Fluidized Bed Reactors. Presented at IAWPRC Seminar on Anaerobic Treatment, Copenhagen, Denmark.

Jewell, W. J. 1982. Development of Attached Microbial Film Expanded Bed Processes for Anaerobic Waste Treatment. In: Cooper, P.E. and Atkinson, B. (eds) Biological Fluidized Bed Treatment of Water and Wastewater. Ellis Horwood, Chichester.

Jovanovic, M. 1986. "Parallel Evaluation of High Rate Anaerobic Treatment Processes: Hydraulic Retention Time and Concentration Effects," M. Eng. Thesis, Department of Chemical Engineering, McMaster University, Hamilton, Ontario, Canada.

Kroiss, H. and F. P. Wabnegg. 1983. "Sulfide Toxicity with Anaerobic Wastewater Treatment," in Proc. European Symp. on Anaerobic Wastewater Treatment (AWWT), TNO Corporate Communications Dept., The Hague, The Netherlands.

Lawrence, A. W., P. L. McCarty and F. J. A. Guerin. 1964. "The Effects of Sulfides on Anaerobic Treatment," in Proc. 19th Ind. Waste Conf. Purdue Univ., Purdue University, West Lafayette, Indiana, p. 343.

Lawrence, A. W., P. L. McCarty and F. J. A. Guerin. 1970. "A Unified Basis for Biological Treatment Design and Operation," San. Eng. Div. Amer. Soc. Civil Eng., 96:757-778.

Lawrence, A.W. and McCarty, P. L. 1967. "Kinetics of Methane Fermentation Anaerobic Wastewater Treatment," Rep. No. 75, Department of Civil Eng., Stanford University, Stanford, California.

Lettinga, G., W. de Zeeuw and L. Hulshoff Pol. 1985. "Anaerobic Wastewater Treatment Based on Biomass Retention with Emphasis on the UASB-Process," Proc. 4th Int. Symp. Anaerobic Digestion, Guangzhou, People's Republic of China, China State Biogas Association.

Magaña-Medina, A. C. 1996. Determinación de las Condiciones de Operación de un Reactor para la Aplicación de Digestión Anaerobia al Agua Residual del Cocido del Maíz. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, pp.1-21.

Malina Jr., J. F. & Pohland, F. G. 1992. Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes. Water Quality Management Library Vol. 7. Pennsylvania, USA: Technomic Publishing Co., Inc., pp. 8-12, 34,35, 41-68, 70-81, 110-117, 119, 120, 143-145, 147-151, 164-166, y 173.

Metcalf & Eddy. 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. Third Edition. USA: McGraw-Hill, pp. 108-109, 125-128 y 420-429.

Monteith, H. D. and J. P. Stephenson. 1981. "Mixing Efficiencies in Full-Scale Anaerobic Digestors by Tracer Methods," J. Water Poll. Control Fed., 53(1):78-84.

Parkin, G. F. And R. E. Speece. 1982. "Modelling Toxicity in Methane Fermentation Systems," J. Environ. Div. Amer. Soc. Civil Eng., 108:515-531.

Parkin, G. F. and W. F. Owen. 1986. "Fundamentals of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges," J. Environ. Eng. Div. Amer. Soc. Civil Eng., 112:867-920.

Perry, J. H., Chilton, C. H. And Kirkpatrick, S. D. 1963. Chemical's Engineer Handbook, McGraw-Hill, New York.

Pfeiffer, W., U. Temper, A. Steiner, A. Carozzi and J. Von Mucke. 1986. "Anaerobic Wastewater Treatment – Results of Literature Review," in Anaerobic Treatment: A Grown-Up Technology, Proc. EWPCA Conf. On Anaerobic Treatment, September, Amsterdam, The Netherlands, pp. 219-232.

Pol, H. L. W., et al. 1982, IAWPRC Seminar on Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactors. Copenhagen.

Puhakka, J. A., J. A. Rintala and P. Vuoriranta. 1985. "Influence of Sulfur Compounds on Biogas Production from Forest Industry Wastewater," Water Sci. Technol. 17:281-288.

Ramalho, R. S. 1993. Introduction to Wastewater Treatment. Segunda Edición. USA: Academic Press Inc., pp. 7-9 y 419-437.

Rinzema, A. 1989. Anaerobic Treatment of Wastewater with High Concentrations of Lipids or Sulphate. PhD Thesis, University of Wageningen, Wageningen.

Saval, S. 1994. Tratamiento Anaerobio de las Aguas Residuales. México D.F. Instituto de Ingeniería, UNAM, pp. S-1 y S-2.

Schellinkhout, A. And C. J. Collazos. 1991. "Full Scale Application of the UASB Technology for Sewage Treatment," in Proc. 6th Int. Symp. Anaerobic Digestion, May, Sao Paulo, Brazil, pp. 145-152.

Speece, R. E. 1983. "Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatment," Environ. Sci. Technol., 27:1411-1417.

Speece, R. E. 1983. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatment, Environ. Sci. And Technology, Vol. 17, No. 9.

Speece, R. E., G. F. Parkin and S. K. Bhattacharya. 1986. "Modelling Toxic Response of Anaerobic Treatment," presented at IAWPRC Post-Conference Seminar on Anaerobic Treatment in Tropical Countries, August 25-29, Sao Paulo, Brazil.

Stronach, S. M., T. Rudd and J. N. Lester. 1986. Anaerobic Digestion Processes in Industrial Wastewater Treatment, Springer-Verlag, pp. 21-38.

Sutton, P. M. 1990. " Anaerobic Treatment of High Strength Wastes: System Configurations and Selection," Presented at Anaerobic Treatment of High Strength Wastes, December 3-4, University of Wisconsin – Milwaukee, Milwaukee, Wisconsin.

Szendrey, L. M. 1983. "Startup and Operation of the Bacardi Corporation Anaerobic Filter," in Proc. 3rd Int. Symp. Anaerobic Digestion, August, Boston, Massachusetts, pp.365-377.

Van den Berg, L. and C. P. Lentz. 1978. "Food Processing Waste Treatment by Anaerobic Digestion," in Proceedings 32nd Industrial Waste Conference, J. M. Bell, ed., Ann Arbor Science, pp. 252-258.

van Haandel, A. C. & Lettinga, G. 1994. *Anaerobic Sewage Treatment: A Practical Guide for Regions with Hot Climate*. England: Wiley & Sons Ltd., pp. 1, 33-36, 43-48, 51-59, 63-67 83, 84, 89-92, y 118-120.

Vieira, S. M. and A. D. Garcia, Jr. 1991. "Sewage Treatment by UASB-Reactor. Operation Results and Recommendations for Design and Utilization," in Proc. 6th Int. Symp. Anaerobic Digestion, May, Sao Paulo, Brazil, pp. 133-144.

Young, J. C. and B. S. Yang. 1989. "Design Considerations for Full-Scale Anaerobic Filters," *J. Water Poll. Control Fed.*, 61(9):1576-1587.