

UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA

FACULTAD DE INGENIERIA

ESCUELA REGIONAL DE INGENIERIA SANITARIA
Y RECURSOS HIDRAULICOS
A NIVEL DE POST-GRADO

EVALUACION RETROSPECTIVA DE REACTORES ANAEROBICOS DE FLUJO
ASCENDENTE, PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

ESTUDIO ESPECIAL

PRESENTADO POR EL INGENIERO

WERNER WITTIG LOARCA

COMO REQUISITO PREVIO A OPTAR AL GRADO ACADEMICO DE
MAESTRO EN INGENIERIA SANITARIA

GUATEMALA, OCTUBRE DE 1996.

INDICE

No.	PAGINA
1. ASPECTOS INTRODUCTORIOS	1
1.1 INTRODUCCION	1
1.2 JUSTIFICACION	2
1.3 OBJETIVOS	3
1.3.1 Objetivos Generales	3
1.3.2 Objetivos Especificos	3
2. ASPECTOS TEORICOS	4
2.1 DIGESTION ANAEROBICA	4
2.2 DESCRIPCION DEL PROCESO	4
2.3 BIOQUIMICA Y MICROBIOLOGIA DEL PROCESO	4
2.4 FACTORES QUE INFLUENCIAN LA DIGESTION ANAEROBICA	7
2.4.1 Formas de influencia	7
2.4.1.1 Desequilibrios	7
2.4.1.2 Rendimiento y velocidad	8
2.4.2 Factores relativos a las características del reactor	9
2.4.2.1 Edad del lodo	9
2.4.2.2 Grado de agitacion o grado de contacto	10
2.4.2.3 Temperatura	10
2.4.3 Factores relativos a las características del residuo	11
2.4.3.1 Grado de biodegradabilidad de la materia orgánica	11
2.4.3.2 Dilución del material a ser digerido	11
2.4.3.3 Estado de la materia orgánica	12
2.4.3.4 Tamaño de las partículas de solidos en suspensión	12
2.4.3.5 Nutrientes (Nitrógeno y Fósforo)	12
2.4.3.6 Influencia de compuestos tóxicos en la digestión anaerobica	13
2.4.4 Factores relativos a la operación del digestor	14
2.5 CONTROL DEL PROCESO	15
2.5.1 Medida de la cantidad de biogas producido	15
2.5.2 Determinación de la concentración de acidos orgánicos volátiles	16
2.5.3 Determinación de la composición del biogas producido	17
2.5.4 pH	17
2.5.5 Alcalinidad	18

No.	PAGINA
2.6 DESCRIPCION DE LOS PROCESOS DE LOS DIFERENTES TIPOS DE REACTORES	18
2.7 CARACTERISTICAS DE FLUJO EN REACTORES	21
2.7.1 Reactor Discontinuo	21
2.7.2 Reactores Continuos	22
2.7.2.1 Reactor de mezcla homogénea sin recirculación	22
2.7.2.2 Reactor de mezcla homogénea con recirculación	23
2.7.2.3 Reactor de flujo en pistón con recirculación	23
2.7.3 Comparación entre reactores de flujo en pistón y de mezcla homogénea	23
3. REACTOR ANAEROBICO DE FLUJO ASCENDENTE RAFA O UASB	27
3.1 DESCRIPCION	27
3.2 PUESTA EN MARCHA DE REACTORES ANAEROBICOS DE FLUJO ASCENDENTE	28
3.3 PARAMETROS DEL PROYECTO DEL REACTOR	30
3.3.1 Criterio Básico: Carga orgánica, velocidad superficial y altura	30
3.3.2 Forma y materiales del reactor	31
3.3.3 Sedimentadores internos	32
3.3.4 Deflectores y colectores de gas	32
3.3.5 Sistemas de alimentación y de mezcla	33
3.3.6 Retiro del efluente/ remoción del exceso de lodo	34
3.3.7 Volumen del reactor - Cobertura - Mantenimiento	35
3.4 OPERACION DEL SISTEMA	35
3.5 OBSERVACIONES EN EL EFLUENTE Y LODOS	36
3.5.1 Observaciones en el efluente	36
3.5.2 Post-tratamiento del efluente	36
3.5.3 Muestreo y extracción del lodo	37
3.5.4 Disposición (utilización del lodo en exceso)	38
3.6 VENTAJAS DEL REACTOR ANAEROBICO DE FLUJO ASCENDENTE	39
4. SITUACION ACTUAL DEL TRATAMIENTO ANAEROBICO EN AMERICA LATINA	40
4.1 DESARROLLO DE REACTORES ANAEROBICOS EN LA REGION	40
4.2 EFLUENTES DE ORIGEN INDUSTRIAL	42

No.	PAGINA
4.3 EFLUENTES DE ORIGEN DOMESTICO	45
4.4 DIGESTION ANAEROBICA EN GUATEMALA	49
4.4.1 Reactores agropecuarios	49
4.4.2 Reactores industriales	50
4.4.3 Reactores de aguas negras domesticas	51
4.5 REACTORES RAFA APLICADOS A AGUAS NEGRAS DE MATADERO	55
4.5.1 Caracteristicas del agua residual	55
4.5.2 Biodegradabilidad anaerobica	56
4.5.3 Tratamiento RAFA de las aguas residuales de matadero	58
4.5.3.1 Comportamiento del reactor RAFA	58
4.5.3.2 Degradación de los sólidos acumulados en el lodo	58
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	60
6. BIBLIOGRAFIA	62

INDICE DE FIGURAS

FIGURA No.	DESCRIPCION	PAGINA
1	Etapas en el proceso de digestión anaerobica con flujo de energía	7
2	Tipos de reactores anaerobicos	24
3	Diagrama esquemático de un reactor anaerobico de flujo ascendente	27
4	Cantidad de reactores anaerobicos	47
5	Volumen de reactores (en m ³)	47
6	Contaminación tratada	48
7	Reactor hibrido parcialmente empacado con piedra volcánica	52

INDICE DE TABLAS

TABLA No.	DESCRIPCION	PAGINA
1	Tipos básicos de reactores de procesos anaerobicos	25
2	Comparación entre procesos biológicos de tratamiento de residuos	26
3	Parámetros del proyecto del reactos	38
4	Peso relativo de efluentes industriales y domésticos	41
5	Peso relativo del tipo de tecnología	42
6	Peso relativo de distintos efluentes en el total de reactores industriales	43
7	Parámetros para reactores RAFA en funcionamiento que tratan afluentes industriales	44
8	Parámetros de reactores RAFA que tratan efluentes domésticos	46
9	Digestores agropecuarios en Guatemala	53
10	Plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas existentes en las municipalidades del país.	54
11	Composición de las fracciones soluble e insoluble del agua residual de matadero	55
12	Conversión de las diferentes fracciones del agua residual de matadero a metano y eliminación de DQO no filtrada, durante la digestión anaerobica en un reactor con lodo granular con recirculación total del efluente.	57

TABLA No.	DESCRIPCION	PAGINA
13	Porcentaje de degradación de grasas y proteínas durante el tratamiento en RAFA de agua residual de matadero.	57
14	Comportamiento de dos reactores RAFA tratando aguas residuales de matadero. (ambos reactores fueron arrancados con lodo granular).	59
15	Comportamiento de un reactor RAFA tratando aguas residuales de matadero. (el reactor fue arrancados con lodo granular).	59

1. ASPECTOS INTRODUCTORIOS

1.1 INTRODUCCION

Países con grandes problemas de saneamiento básico y pocos recursos, necesitan tecnologías apropiadas para el tratamiento de aguas residuales. De hecho varias tecnologías han sido desarrolladas o adaptadas con esta finalidad.

En los últimos años se ha venido experimentando un importante desarrollo de la digestión anaerobica en todo el mundo y en particular en América Latina como método de depuración de efluentes, sobre todo con el desarrollo de reactores de alta velocidad. Se ha discutido largamente las ventajas que presenta frente al tratamiento aerobico, a saber, escaso volumen de lodos generados, estabilización de la materia orgánica, generación de energía a partir del biogas, etc.

En particular la crisis energética de mediados de los setenta favoreció el desarrollo de la digestión anaerobica ya que aceleró el proceso de búsqueda de fuentes alternativas de energía y una de ellas fué el biogas generado en la anaerobiosis.

La creciente toma de conciencia a nivel mundial de la necesidad de disminuir la contaminación generada por los efluentes industriales y domésticos también contribuyó a acelerar la investigación y el desarrollo en materia de reactores anaerobicos. Se llegó a demostrar entonces la viabilidad técnica y económica de los reactores de alta carga para tratamiento de efluentes.

El presente trabajo consiste en el estudio y analisis de diversos autores y de estudios realizados acerca de los Reactores Anaerobicos en especial los de Flujo Ascendente (RAFA). Con el propósito de dar a conocer nuevas técnicas y los resultados que han resultado de los diversos experimentos realizados, con cuya bibliografía se cuenta.

1.2 JUSTIFICACION

Hasta ahora los tratamientos biológicos de las aguas residuales domésticas e industriales han sido fundamentalmente orientados hacia los sistemas de tipo aeróbico, los cuales en su mayoría demandan un gran consumo de energía eléctrica, o bien grandes extensiones de terreno.

En el caso nacional, hay un déficit alarmante en el tratamiento de aguas domésticas e industriales. Por ello la alternativa del tratamiento anaeróbico, el cual no necesita la utilización de energía, ofrece grandes perspectivas para los países en desarrollo.

Los Reactores Anaerobicos en particular los de Flujo Ascendente, responden a las condiciones económicas de la región, debido al espacio reducido que es necesario para la implementación de dichos reactores, volviéndolos ventajosos en regiones de alta concentración urbana o donde la disponibilidad de terreno, o el precio del mismo no es accesible. Lo anterior justifica cualquier estudio o análisis, con el fin de mejorar el proceso o adaptarlo a las condiciones propias de cada país.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivos Generales:

- Contribuir a la implementación tecnológica del saneamiento del país mediante el estudio y análisis previo a la adaptación de sistemas y técnicas.

1.3.2 Objetivos Específicos:

- Realizar un estudio del uso que han tenido los reactores anaerobicos de flujo ascendente, en el tratamiento de las aguas residuales, el cual tiene como base las experiencias del medio nacional así como también las desarrolladas en otro países.

- Recopilar y analizar la información existente referente a todas aquellas experiencias desarrolladas en países de la región, a través del uso de reactores anaerobicos de flujo ascendente; en el tratamiento de aguas residuales para poder reportar los resultados, las conclusiones y recomendaciones que se deriven del estudio, para que de esta forma se convierta en un material de consulta de fácil comprensión; el cual reflejará los conocimientos y experiencias que se han obtenido en este campo.

2. ASPECTOS TEORICOS

2.1 DIGESTION ANAEROBICA

La digestión anaerobica es uno de los procesos más antiguos utilizados para la estabilización de lodos. Envolviendo la descomposición de materia orgánica e inorgánica en la ausencia de oxígeno molecular. Las mayores aplicaciones han sido y son actualmente, en la estabilización de lodos concentrados producidos del tratamiento de aguas residuales y en el tratamiento de algunas aguas residuales industriales.

2.2 DESCRIPCION DEL PROCESO

En el proceso de digestión anaerobica, la materia orgánica mezclada con lodos biológicos presedimentados, es convertida biologicamente, bajo condiciones anaerobicas en una variedad de productos finales incluyendo metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). El proceso se lleva a cabo en un reactor hermético. El lodo que es introducido continuamente o intermitentemente, es retenido en el reactor por períodos de tiempo variables. El lodo es estabilizado y retirado continuamente o intermitentemente del reactor reduciendo su contenido orgánico y patógeno, que no es putrescible.

2.3 BIOQUIMICA Y MICROBIOLOGIA DEL PROCESO

Todos los organismos vivos necesitan de energía para la conservación y crecimiento de células. En los organismos no fotosintéticos esta energía es derivada de la degradación oxidativa del material sustrato, tal como carbohidratos o ácidos grasos. La degradación de compuestos orgánicos complejos en compuestos más simples con liberación de energía es conocida como **catabolismo**. La energía liberada durante la oxidación del sustrato es capturada y almacenada en la célula en forma de ATP (adenosin trifosfato). Los principales procesos catabólicos para los cuales la energía puede ser derivada son clasificados de acuerdo al tipo de compuesto el cual es reducido mientras el sustrato esta siendo oxidado. Respiración, se refiere a reacciones catabólicas en las cuales un compuesto inorgánico es reducido.

La tasa de crecimiento lenta de los organismos anaerobicos tiene implicaciones importantes en los reactores anaerobicos. Primeramente, esta exige que sean diseñados y operados para retener los organismos en el sistema por un período suficientemente largo para mantener la gran población de bacterias necesitadas para una eficiente utilización del substrato. Segundo, rendimientos bajos de células implica que sistemas anaerobicos tienen bajas necesidades de nutrientes (tales como fósforo y potasio) y producen pequeños excesos de células de masas.

La conversión biológica de la materia orgánica ocurre en 3 etapas: La primera etapa en el proceso (**hidrólisis**) envuelve la transformación mediante enzimas de compuestos de masa molecular alta en compuestos compatibles para ser usados como fuentes de energía y células de carbón. La segunda etapa (**acidogenesis**) envuelve la conversión bacteriana de los compuestos resultantes de la primera etapa en compuestos intermedios de masa molecular pequeña. La tercera etapa (**metanogenesis**) envuelve la conversión bacteriana de los compuestos intermedios en productos finales simples, principalmente metano y dióxido de carbono.

En un digestor anaerobico, todos los organismos anaerobicos trabajan juntos para efectuar la conversión de lodos orgánicos y residuos.

Un grupo de los organismos es responsable de la hidrolización de polímeros orgánicos y lípidos en compuestos más simples con cadenas menores, tales como monosacáridos, aminoácidos y otros compuestos relacionados. Un segundo grupo de bacterias anaerobicas fermenta los productos de descomposición en ácidos orgánicos simples, el más común de los cuales en un digestor anaerobico es el ácido acético. Este grupo de microorganismos descrito como no metanogénicos, consiste de bacterias anaerobicas facultativas y anaerobicas obligatorias. Todos estos organismos son frecuentemente identificados en la literatura como acidógenos o formadores de ácidos. Un tercer grupo de microorganismos convierten el hidrógeno y ácido acético formado por estos formadores de ácidos en gas metano y dióxido de carbono. Las bacterias responsables por esta conversión son estrictamente anaerobicas y son llamadas metanogénicas. Las bacterias más importantes del grupo metanogénico son aquellas que utilizan el hidrógeno y ácido acético. Ellas tienen tasas de crecimiento muy lentas; como resultado, su metabolismo es usualmente considerado valor limitante en el tratamiento anaerobico de residuos orgánicos. La estabilización de residuos en la digestión anaerobica es realizada cuando son producidos gas metano y dióxido de carbono. Gas metano es altamente insoluble y su salida de la capa biológica representa una verdadera estabilización de los residuos.

En un reactor anaerobico, los dos principales caminos envueltos en la formación de metano (Ver Figura No. 1) son:

- 1) La conversión de hidrógeno y dióxido de carbono en metano y agua.
- 2) La conversión de acetato en metano y dióxido de carbono

Las bacterias metanogénicas y acidogénicas forman una relación sintropica (de mutuo beneficio) en la cual las metanogénicas convierten los productos finales de fermentación, tales como hidrógeno y acetato en metano y dióxido de carbono. Las metanogénicas son capaces de utilizar el hidrógeno producido por las acidogénicas por su eficiente hidrogenización. Debido a que las metanogénicas son capaces de mantener una presión parcial de hidrógeno (H_2) extremadamente baja, el equilibrio de las reacciones de fermentación es cambiante con la formación de mas productos finales oxidados. La utilización del hidrógeno producido por las acidogénicas y otros organismos anaerobicos por las metanogénicas es llamado "Transferencia de hidrógeno interespecies". En efecto, las bacterias metanogénicas remueven compuestos que podrían inhibir el crecimiento de las acidogénicas. Para mantener un sistema anaerobico de tratamiento que estabilizara eficientemente un residuo orgánico, las bacterias metanogénicas y no metanogénicas tienen que estar en un estado de equilibrio dinámico. Para establecer y mantener un estado de este tipo, el contenido del reactor debe estar libre de oxígeno disuelto y libre de concentraciones inhibitorias de constituyentes tales como metales pesados y sulfitos. También el pH del medio acuoso debe extenderse entre el rango de 6.6 a 7.6. Suficiente alcalinidad debe estar presente para asegurar que el pH no bajara abajo de 6.2 debido a que las bacterias metanogénicas no pueden funcionar abajo de ese punto. Cuando la digestión esta desarrollándose satisfactoriamente, la alcalinidad se extenderá normalmente en el rango de 1000 a 5000 mg/L. Una cantidad suficiente de nutrientes tales como nitrógeno y fósforo deben también estar presentes para asegurar el correcto crecimiento de la comunidad biológica. La temperatura es otro parámetro ambiental importante, los rangos óptimos de temperatura son: el mesofílico de 35 a 37°C y el termofílico de 57 a 62°C.

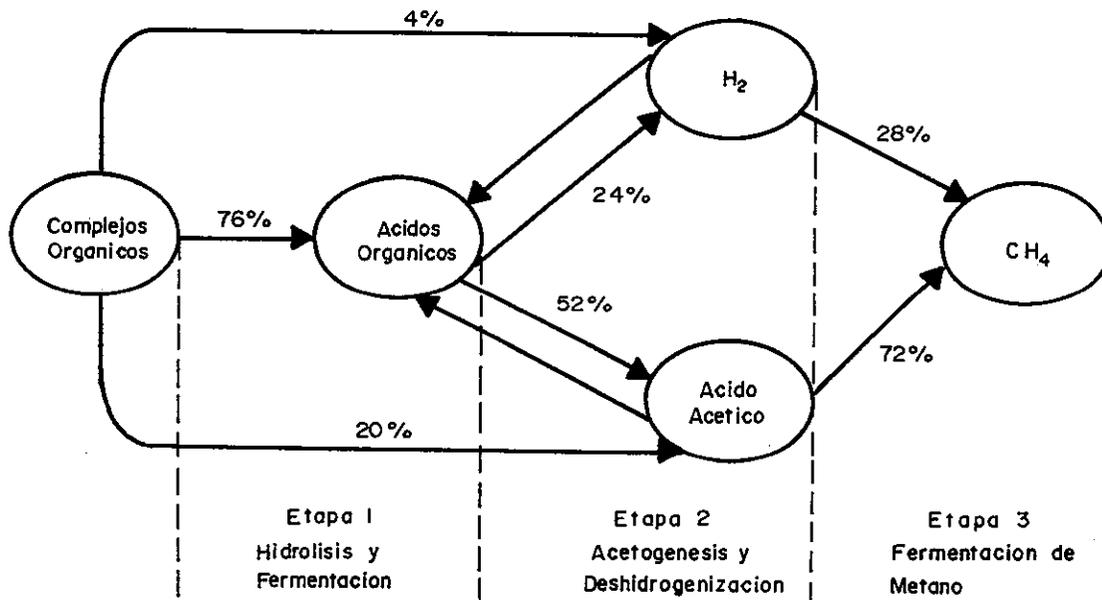


FIGURA No. 1 Etapas en el proceso de digestión anaeróbica con flujo de energía.

2.4 FACTORES QUE INFLUENCIAN LA DIGESTION ANAEROBICA

Pueden ser considerados tres grupos de factores, en su mayoría sujetos a control, que influyen el proceso de la digestión anaeróbica: los relativos a las características del digester, las características del residuo a ser digerido y a la forma de operación del digester.

2.4.1 FORMAS DE INFLUENCIA

La influencia de factores en la digestión anaeróbica ocurre básicamente en tres formas: provocando desequilibrio entre las poblaciones bacterianas que toman parte en el proceso, afectando el rendimiento y la velocidad del proceso.

2.4.1.1 Desequilibrios

Un determinado factor, en condiciones adversas, provoca desequilibrios en el proceso debido a la mayor sensibilidad de las bacterias metanogénicas. En estas condiciones, los ácidos volátiles continúan siendo producidos, y no son debidamente transformados en metano. El aumento de concentraciones de ácidos volátiles del material en digestión provoca una caída en el pH

del medio, cuando la alcalinidad del sistema no es suficientemente elevada. El mayor problema reside en esta caída del pH, a valores inferiores de 6.8 pues esto acaba favoreciendo aún más a las bacterias acidogénicas (cuyo pH óptimo es de cerca de 5,5 a 6,0) y perjudicando aún más a las bacterias metanogénicas (cuyo pH óptimo es cerca de 6.8 a 7.2), pudiendo en casos más drásticos provocar la pérdida total del digestor.

2.4.1.2 Rendimiento y velocidad

El rendimiento de un proceso de digestión anaeróbica normalmente es medido en términos de litros gas producido (CNTP)/g materia orgánica adicionada o en litros gas producidos (CNTP)/g materia orgánica consumida.

La concentración de materia orgánica generalmente es evaluada midiéndose la concentración de sólidos volátiles (para residuos con elevadas concentraciones de sólidos en suspensión) o de demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO), para residuos con reducidas concentraciones de sólidos en suspensión.

Los gases producidos normalmente contienen 50 a 70% de metano (CH_4), siendo el restante constituido principalmente por dióxido de carbono (CO_2), eventualmente pequeñas porcentajes de sulfuro de hidrógeno (H_2S) y trazos de nitrógeno (N_2) e hidrógeno (H_2).

En los procesos de digestión anaeróbica se pueden obtener rendimientos de remoción de materia orgánica desde 40 a 93%.

La velocidad en que el proceso ocurre es de fundamental importancia, dado que de ella depende el volumen de los digestores para tratar una determinada cantidad de residuos. El tiempo de detención hidráulica (θ_H), es el parámetro que normalmente se usa para expresar la velocidad del proceso y es definido como:

$$\theta_H = \frac{\text{Volumen del digestor}}{\text{Caudal del residuo}}$$

Para un residuo conteniendo una determinada concentración de materia orgánica, la carga orgánica aplicada al digestor es inversamente proporcional al tiempo de detención hidráulica:

$$\text{Carga orgánica} = \frac{\text{Concentración de materia orgánica}}{\text{tiempo de detención hidráulica}}$$

De esta forma, como ocurre entre los residuos una enorme variación de materia orgánica, la carga orgánica aplicada es el parámetro más indicado para medir la velocidad con que ocurre la digestión anaeróbica.

2.4.2 FACTORES RELATIVOS A LAS CARACTERÍSTICAS DEL DIGESTOR

2.4.2.1 Edad del lodo

Un parámetro importante, cuyo inverso indica de forma aproximada, pero simple, la velocidad específica de reproducción a que están sometidas las bacterias, y el tiempo de detención celular o edad del lodo (θ_c), definida como:

$$\theta_c = \frac{\text{Masa del lodo en el digestor}}{\text{Masa de lodo descartada/ Unidad de tiempo}}$$

El lodo en este caso, corresponde a los sólidos en suspensión.

Si un sistema estuviera sometido a un θ_c menor que el tiempo de generación medio de las bacterias limitantes del proceso, ocurrirá un lavado de las bacterias y consecuentemente imposibilidad de realizar el proceso.

En un digestor convencional, en que $\theta_c = \theta_n$ el mínimo posible de ser utilizado (es por tanto la máxima velocidad del proceso), esta limitado por el mínimo θ_c en que las bacterias pueden operar, sin que ocurra lavado, el que en el caso de las bacterias metanogénicas corresponde en la práctica a un tiempo de detención (θ_c) de cerca de diez días.

En los digestores no convencionales, en que ocurre un retorno de lodo (o sea, de bacterias), el θ_c pasa a ser independiente del θ_n ($\theta_c > \theta_n$): entonces se puede operar el digestor con tiempos de detención hidráulica (θ_n) menores que diez días (a veces algunas pocas horas son suficientes), dado que el tiempo de detención celular (θ_c) así mismo puede ser mantenido elevado, sea por el retorno de lodo (bacterias) al digestor, sea por la retención de lodo en el digestor, como consecuencia de ser mantenido un $\theta_c > \theta_n$. Ocurre proporcionalmente un aumento en la concentración de las bacterias del digestor, con relación al que existiera, en caso tuviéramos $\theta_c = \theta_n$.

2.4.2.2 Grado de agitación o grado de contacto

Los digestores convencionales deben poseer algún sistema de agitación, entre los cuales se puede mencionar: por retorno de gas producido, después de la compresión, por recirculación de lodo en digestión del fondo para el tope del digestor, o por agitación mecánica. Caso contrario, **la velocidad del proceso será bastante reducida**, dado que no ocurrirá suficiente contacto entre las bacterias y la materia orgánica, y que habrán zonas muertas, debido a la sedimentación del lodo (y por tanto de las bacterias), ocasionando pérdida de parte de capacidad útil del digestor. Un exceso de agitación en el digestor favorecerá a las bacterias acidogénicas, pudiendo provocar desequilibrios en el proceso.

Para los filtros anaerobios y los digestores de flujo ascendente, una adecuada distribución del residuo a ser digerido por toda la sección del digestor, normalmente ya es suficiente para garantizar el contacto necesario materia orgánica/bacterias.

2.4.2.3 Temperatura

Las bacterias metanogénicas son bastante sensibles a las variaciones de temperatura, especialmente a las elevaciones que deben, por tanto, siempre ser evitadas.

El proceso ocurre en el rango mesofílico (15 a 45°C) o termofílico (50 a 65°C) de temperatura. En el rango mesofílico la digestión anaeróbica se desarrolla bien en temperaturas desde 30 a 40°C (temperatura óptima entre 35 a 37°C); mucho más importante que operar en las temperaturas óptimas, **es operar sin variaciones significativas en la temperatura**. En el rango termofílico, la temperatura óptima está entre 57 a 62°C.

Por otro lado, ensayos realizados en escala piloto, con lodos de residuos conteniendo elevadas concentraciones de compuestos tóxicos, parecen indicar que la digestión anaeróbica resiste más a cargas de choque de compuestos tóxicos, cuando es efectuada a temperaturas más próximas a la temperatura óptima.

La velocidad de digestión es mayor a temperaturas termofílicas, en relación a las mesofílicas; además de esto, la operación en el rango termofílico resulta en lodos más fácilmente deshidratables y en mayor remoción de microorganismos patógenos. Con todo esto, los costos relativos no compensan la utilización de temperaturas termofílicas; además de esto, con temperaturas más distantes de la del ambiente, problemas con los controladores de temperatura pueden provocar variaciones muy grandes, y por tanto, afectar más seriamente el proceso.

Para residuos que ya son generados a temperaturas relativamente elevadas puede ser bastante interesante la utilización del proceso termofílico de la digestión anaeróbica.

2.4.3 FACTORES RELATIVOS A LAS CARACTERÍSTICAS DEL RESIDUO

2.4.3.1 Grado de biodegradabilidad de la materia orgánica

La máxima remoción de demanda química de oxígeno y por tanto la máxima producción de gases posible de ser obtenida a partir de un determinado residuo depende del grado de biodegradabilidad de la materia orgánica contenida en este residuo.

Cuando se conoce la composición química del residuo, es posible prever la cantidad y la composición de los gases que deberán de ser producidos por su digestión anaeróbica.

Por otro lado, toda la demanda química de oxígeno removida del sistema (alimentación-efluente) es transferida para los gases; dado que el dióxido de carbono no ejerce demanda de oxígeno, pues ya se encuentra totalmente oxidado, lo que resta es la demanda química de oxígeno correspondiente al metano.

Así, es posible, conociéndose la demanda química de oxígeno del residuo a ser digerido, y después de preverse o medirse la producción de metano, calcular el consumo de demanda química de oxígeno correspondiente a este gas, y por tanto, estimar la remoción de la demanda química de oxígeno posible de ser obtenida o vice-versa.

2.4.3.2 Dilución del material a ser digerido

Algunos materiales, como la basura urbana, normalmente requieren una dilución antes de que sean sometidos a la digestión anaeróbica. Para un digestor operando con un determinado residuo, hay siempre la opción de que se opere con una menor dilución (mayor θ_h) o una mayor dilución (menor θ_h). En el caso de digestores convencionales ($\theta_h = \theta_c$), es conveniente operar con la mínima dilución posible del residuo (máxima concentración de materia orgánica). De esta forma, para una misma carga orgánica aplicada, es necesario un mayor θ_c . Para digestores no convencionales ($\theta_c > \theta_h$), no hay hasta el momento una definición sobre la mejor forma de operación.

En cualquiera de los casos, puede ser imprescindible la dilución del material a ser digerido como la forma de reducir concentraciones inhibitorias de compuestos tóxicos.

Para residuos normalmente poco concentrados, solo es posible el tratamiento efectivo por digestión anaerobica cuando se utilizan digestores no convencionales.

2.4.3.3 Estado de la materia orgánica

El estado de la materia orgánica en el residuo a ser digerido (si es en suspensión o en solución) muchas veces define, a primeras, el tipo de digestor que puede ser utilizado.

Para residuos conteniendo concentraciones elevadas de sólidos en suspensión, normalmente se utilizan el digestor convencional o el proceso de contacto.

Residuos conteniendo principalmente concentraciones elevadas de materiales disueltos son preferentemente digeribles en digestores de flujo ascendente o en filtros anaerobicos.

2.4.3.4 Tamaño de las partículas de sólidos en suspensión

Cuanto menor es el tamaño de las partículas de sólidos en suspensión de un residuo, mas eficiente será el contacto entre la materia orgánica y las bacterias. Cuando el residuo contiene partículas con más de 1 cm de diámetro, la utilización de picadores, moledores o licuadores, puede conducir a un aumento considerable en la eficiencia de la digestión anaerobica de este residuo.

2.4.3.5 Nutrientes (Nitrógeno y Fósforo)

Para suplir las necesidades de nitrógeno y fósforo de las bacterias responsables por el proceso de digestión anaerobica, el residuo debe contener concentraciones de estos compuestos, en relación a su contenido de carbono, que satisfagan las siguientes relaciones:

$$C/N \leq 30 \quad \text{y} \quad C/P \leq 150$$

Los valores se refieren a el nitrógeno y fósforo efectivamente disponibles para las bacterias, como el N-amoniacal y el Ortofosfato; en caso no se tenga certeza de esa disponibilidad, pueden ser consideradas suficientes las relaciones:

$$C/N \leq 20 \quad \text{y} \quad C/P \leq 100$$

Cuando un residuo no contiene cantidades suficientes de nitrógeno y fósforo, estos deben ser adicionados; por otro lado, residuos conteniendo concentraciones demasiado elevadas de nitrógeno total pueden provocar inhibición del proceso de la digestión dado que una parte considerable del nitrógeno total es transformada en los digestores, en nitrógeno amoniacal.

2.4.3.6 Influencia de compuestos tóxicos en la digestión anaerobica

Es de importancia recordar algunos fundamentos sobre la toxicidad de compuestos químicos.

- a) Un compuesto solo es biologicamente tóxico, cuando se encuentra en solución, más sin embargo en forma precipitada no causa toxicidad.
- b) Toxicidad es un termino relativo. Dependiendo de la concentración en que se encuentra, una misma substancia puede ser estimulante (bajas concentraciones) o tóxica (altas concentraciones).
- c) Cuando ocurre una adecuada aclimatación de las bacterias al compuesto tóxico, estas se pueden adaptar hasta un cierto límite de concentraciones elevadas de aquellos compuestos.
- d) Existe todavía una posibilidad de ocurrencia de antagonismo (reducción del efecto tóxico de una substancia por la presencia de otra) o sinergismo (aumento del efecto tóxico de una substancia por la presencia de otra).

Para evitar que los compuestos tóxicos alcancen concentraciones inhibitorias en los digestores, se puede recurrir a modificaciones en los procesos industriales, la dilución de los residuos, precipitación o agrupamiento de los compuestos tóxicos, o antagonización de aquellos compuestos.

Otro punto importante a ser examinado es la ocurrencia de cargas de choque de compuestos tóxicos, que pueden provocar mayores daños al proceso que las mismas concentraciones acumuladas gradualmente. La acumulación gradual de los tóxicos permite una lenta precipitación de ellos y una cierta adaptación de los microorganismos a los tóxicos. Cuando una dosis de choque es administrada, una concentración tóxica es transitoriamente producida, la inhibición algunas veces persiste, aún después de que los tóxicos han sido neutralizados.

La consecuencia mas notable de las cargas de choque de compuestos tóxicos es la casi inmediata parada en la producción de gases; la segunda consecuencia, que también permanece evidenciada rápidamente, es la elevación en la concentración de los ácidos volátiles en los lodos en digestión.

Dentro de los compuestos químicos notablemente mas tóxicos para la digestión anaerobica se consideran: ácidos volátiles, cianetos, fenoles, metales alcalinos, metales pesados, nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal, oxígeno, sulfatos y otros compuestos de azufre, surfactantes.

Todos estos compuestos están presentes en aguas residuales de origen industrial, pero su presencia en afluentes a sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas, indica la descarga o infiltración de aguas residuales industriales al sistema de alcantarillado.

2.4.4 FACTORES RELATIVOS A LA OPERACION DEL DIGESTOR

Aún cuando todos los factores que influyen la digestión anaeróbica están debidamente controlados, el proceso puede no ocurrir satisfactoriamente, debido a fallas operacionales.

Esta situación se verifica, por ejemplo, en la partida (inicio de operación) de los digestores. Para una partida adecuada, es conveniente, antes de todo, llenar el digestor con la mayor cantidad posible de lodos en digestión, o en su falta, con materiales que normalmente ya contengan bacterias anaeróbicas (principalmente metanogénicas), convenientemente diluidos. (Ver 3.2 puesta en marcha de reactores anaeróbicos de flujo ascendente).

La alimentación de los digestores con el residuo a ser digerido debe ser iniciada con pequeñas cargas orgánicas, en relación a la carga final prevista para el digestor; el aumento de carga orgánica aplicada debe ser efectuado lentamente y solamente cuando el sistema muestra que consigue digerir la carga que estaba siendo anteriormente aplicada.

Después de que el digestor ha entrado en operación normal, se debe intentar evitar o combatir alteraciones en las condiciones normales del ambiente y **sobrecargas orgánica, hidráulica o tóxica**, a través de determinaciones y controles de caudales, concentraciones de materia orgánica, concentraciones de compuestos tóxicos compatibles con el residuo a ser digerido, temperatura, pH, ácidos volátiles, nitrógeno amoniacal, alcalinidad, carbono, nitrógeno total, volumen y composición de los gases producidos. Si el residuo es bien caracterizado y no sufre variaciones significativas en el transcurso del tiempo, muchas de estas determinaciones pueden ser no necesarias y efectuadas apenas eventualmente.

Fugas de los gases producidos deben ser siempre verificados, puesto que pueden llevar a conclusiones engañosas de que el proceso no está funcionando adecuadamente.

2.5 CONTROL DEL PROCESO

La necesidad de controlar procesos de tratamiento de efluentes líquidos por digestión anaeróbica y la consecuente evaluación de las cantidades de materiales poluentes y contaminantes que serán encaminados al sistema de tratamiento, y posteriormente, descargados en los cuerpos de agua exige el empleo de metodologías analíticas adecuadas para su identificación. Además de esto, deben ser evaluados parámetros ligados al desarrollo adecuado de las etapas del tratamiento anaeróbico (hidrólisis, fase ácida y fase metanogénica), teniendo como objetivo minimizar problemas operacionales y sobretodo, corregirlos de la manera más eficiente posible.

El control y monitoramiento de sistemas de digestores anaeróbicos son basados en medidas específicas para cada etapa del proceso. Cuando ocurre algún tipo de problema con el sistema, los indicadores más sensibles son, en orden decreciente:

- Variación en la cantidad de gas producido;
- Variación en la concentración de ácidos orgánicos volátiles;
- Variación en la concentración de alcalinidad de los bicarbonatos;
- Variación en la composición del gas producido;
- Variación del pH.

Algunos métodos analíticos son de aplicación más específicamente para sistemas de digestión anaeróbica y residuos. Los más importantes son descritos a continuación de forma resumida.

2.5.1 Medida de la cantidad de biogas producido

La cantidad de biogas producido puede ser medida por medios mecánicos (medidores de caudal para gases, variación de presión o volumen en tanques de almacenamiento, etc.). Con todo esto, es posible que dos digestores operando bajo condiciones distintas produzcan la misma cantidad de gas. Para posibilitar la comparación entre diversos sistemas, se debe referir la producción total de gas por unidad de tiempo en bases adecuadas.

La primera de ellas habla respecto a las condiciones en que este fue medido. Los volúmenes de gas producido por el sistema de tratamiento deben ser transformados para las **Condiciones Normales de Temperatura y Presión (CNTP)** y los volúmenes indicados en NL o Nm³.

Otras formas adecuadas para informar la producción de gas son:

- Volumen de gas producido (CNPT) por unidad de tiempo y por unidad de volumen de reactor ($\text{Nm}^3 \cdot \text{m}^{-3} \text{ REACTOR} \cdot \text{dia}^{-1}$).
- Volumen de gas producido (CNPT) por volumen de afluente introducido al sistema de tratamiento ($\text{Nm}^3 \cdot \text{m}^{-3} \text{ AFLUENTE} \cdot \text{dia}^{-1}$).
- Volumen de gas producido (CNPT) por unidad de masa de materia orgánica introducida en el sistema de tratamiento ($\text{Nm}^3 \cdot \text{kg DQO}$ o DBO aplicada).
- Volumen de gas producido (CNPT) por unidad de masa de materia orgánica removida por el sistema de tratamiento ($\text{Nm}^3 \cdot \text{kg DQO}$ o DBO removida).
- Volumen de metano (CH_4) producido (CNPT) por unidad de masa de materia orgánica removida por el sistema de tratamiento ($\text{Nm}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{kg DQO}$ o DBO removida). En este caso, el máximo valor de la producción de metano por unidad de masa de DQO removida por el sistema es de $0.35 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kg DQO}$ removida.

2.5.2 Determinación de la concentración de ácidos orgánicos volátiles

En un digestor anaerobico ocurren simultáneamente reacciones de hidrólisis de materia orgánica compleja, producción de ácidos, hidrógeno y dióxido de carbono a partir de materia orgánica y producción de metano, a partir de estas.

La acumulación de ácidos orgánicos volátiles - AOV - (ácidos conteniendo entre 1 y 5 átomos de carbono) indica un desbalance entre las velocidades de consumo de materia orgánica por los diferentes tipos de bacterias responsables por el buen desempeño del sistema de tratamiento.

Cuando la concentración de AOV sobrepasa cerca de 500 mg/L, o mejor, cuando no existe efecto tampón debido a la ausencia de alcalinidad de bicarbonatos, hay riesgo elevado de tenerse problemas graves con el sistema de tratamiento, debido a la disminución del pH.

Una de las soluciones más eficientes consiste en reducir la cantidad de materia orgánica introducida en el sistema de tratamiento. Es importante recordar que la reducción de carga orgánica puede ser obtenida por la disminución del caudal afluente o por la dilución del residuo a ser tratado.

Adicionalmente, el aumento de la concentración de los AOV significa un aumento en la concentración de DQO y DBO en el

efluente final, por el aumento de materia orgánica en la fase líquida del efluente tratado.

La determinación de los ADV puede ser realizada por cromatografía en fase gaseosa (método de referencia), que permite la cuantificación individual de los ácidos orgánicos de 2 a 5 átomos de carbono, siendo un método instrumental poco accesible y caro, o por medio del método titulométrico.

2.5.3 Determinación de la composición del biogas producido

El biogas esta compuesto de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), nitrógeno (N_2), oxígeno (O_2), sulfuro de hidrógeno (H_2S) e hidrógeno (H_2). Su determinación puede ser realizada por cromatografía a gas, utilizándose dos columnas (Chromossorb 102 o Porapak Q y Reja Molecular 5A), a la temperatura ambiente y Hélio como gas de arrastre (nitrógeno, cuando se desea determinar hidrógeno).

Digestores convencionales, operando con residuos conteniendo concentraciones elevadas de materia orgánica, presentan, bajo condiciones normales de operación, concentraciones de cerca de 60 a 70% de metano y de cerca de 40 a 30% de dióxido de carbono.

Digestores que operan con residuos mas diluidos, pueden presentar concentraciones de metano entre 60 y 80%, de dióxido de carbono entre 20 y 5% y concentraciones de nitrógeno de cerca de 20%. Debe ser resaltado que, cuanto mas diluido fuera el residuo y menor el tiempo de detención, mayor podrá ser el contenido de nitrógeno en el biogas.

Cuando se pretende el aprovechamiento del gas producido, debe ser considerado el hecho de que la purificación del biogas conteniendo concentraciones elevadas de nitrógeno solo puede ser realizada por procesos criogenicos o por la utilización de microrejillas moleculares, ambos de costo elevado.

2.5.4 pH

El pH de un digestor anaerobico esta relacionado con la concentración de alcalinidad de bicarbonatos disponible en el medio. En cuanto existieran bicarbonatos, el pH en el contenido del digestor estará próximo de la neutralidad (pH en torno de 7). Cuando no hubiese bicarbonatos libres en el medio líquido, el pH podrá quedar fuera del rango adecuado para el buen desempeño de los biodigestores (6.8 a 7.2), provocando efectos dañinos al proceso.

Cuando se toman muestras para la determinación de pH en digestores anaerobicos de efluentes, se debe tomar especial cuidado en no agitar la muestra durante el transporte hasta el punto de realización de la medida y durante la propia medida de modo de no perder el dióxido de carbono disuelto, el que tiende a elevar el valor del pH medido.

2.5.5 Alcalinidad

Como ya fue descrito anteriormente, la alcalinidad debida a los bicarbonatos es fundamental para el buen desempeño de digestores anaerobicos. En estos sistemas, la presencia de bicarbonatos de amonio tiende a tamponar el reactor con valores de pH entre 6.8 y 7.2, adecuados para las bacterias metanogénicas.

La capacidad de tamponamiento de un determinado digestor anaerobico esta ligada a la cantidad de alcalinidad de bicarbonatos disponible.

Si hubiera necesidad de corrección del pH del digestor, debe ser evitado el uso de soda (NaOH) por el riesgo de generar un vacío en el reactor (la soda reacciona con el dióxido de carbono disuelto y consecuentemente, hay disolución de parte del dióxido de carbono presente en las camaras de gas). Es mas conveniente la adición de bicarbonato de sodio o potasio.

2.6 DESCRIPCION DE LOS PROCESOS DE LOS DIFERENTES TIPOS DE REACTORES

El tratamiento anaerobico de residuos es milenario, aunque solamente a partir de la década de los setenta, con la llegada de la crisis energética, es que pasaron a ser estudiados intensamente.

A partir de esa década los procesos anaerobicos de tratamiento son divididos en dos categorías:

- 1) Aquellos llamados convencionales o de baja tasa: El tiempo de retención hidraulico es igual al tiempo de detención celular.
- 2) Los no convencionales o de alta tasa: Desvinculan el tiempo de retención hidraulico del tiempo de detención celular.

Los primeros han sido utilizados para el tratamiento de residuos con elevada concentración de sólidos en suspensión (lodos de residuos domésticos, heces de animales, etc.).

Consisten, esencialmente de grandes tanques con nivel de control bastante primitivo. En estos reactores no ocurre una acumulación de lodos, o sea, por no ser posible separar las bacterias responsables por el proceso del resto de material digerido, ellas dejan el reactor juntamente con el material tratado. Debido a esto, esos reactores solo pueden ser operados con elevados tiempos de retención hidraulico, del orden de 15 días. (Ver Figura No. 2a.).

Los reactores no convencionales (objeto de este estudio) fueron basados en el principio de retención de los sólidos biológicos en su interior, no permitiendo que estos sólidos abandonen el reactor juntamente con el efluente.

Esta nueva concepción de reactores, por trabajar con tiempos de retención hidraulicos independientes a los tiempos de detención celular, viabilizan el tratamiento anaerobico de efluentes líquidos, con reducidas concentraciones de sólidos en suspensión.

Las figuras 2b, 2c, 2d y 2e muestran los esquemas de reactores no convencionales.

Para la aplicación de los procesos anaerobicos de depuración de aguas residuales fueron desarrollados distintos tipos de reactores, los cuales se diferencian esencialmente a través del tipo de concentración de la biomasa en el reactor. Las numerosas variantes deben ser agrupadas en 4 grupos:

- Reactores de mezcla o de contacto.
- Reactores de flujo ascendente.
- Reactores de lecho fijo o filtros anaerobicos.
- Reactores de lecho expandido o filtro fluidizado.

Para el casos de los reactores de mezcla y de flujo ascendente, se trata de un sistema sin material soporte. Para el caso de los reactores de lecho fijo y lecho expandido son empleados materiales soporte como area de población para los microorganismos.

- Reactor de mezcla o de contacto:

El reactor de mezcla trabaja analogamente como los tanques aerobicos de oxidación, se pretende una mezcla ideal del contenido del reactor, de modo que para un proceso continuo también es necesaria una retención de biomasa. En el proceso de contacto o proceso de oxidación anaerobico se

conecta detras de un reactor de mezcla un sedimentador, donde el proceso de sedimentación puede ser impedido por gases residuales. Una parte del lodo flota, de modo que la concentración de lodo de recirculación es insignificanemente mayor a la concentración de lodo en el reactor.

Aún cuando se emplee un reactor de mezcla con sedimentador, para una acidificación separada.

La separación de las aguas negras y los flóculos constituye el punto crítico de este reactor, pero la división del gas o el enfriamiento ayudan al control de esta separación.

Los reactores de mezcla pertenecen a los procesos anaerobicos mas antiguos usados en la práctica.

La primera aplicación ocurrió alrededor de 1950 para el tratamiento de aguas residuales de una fabrica empacadora de carne.

- Reactor de flujo ascendente:

El reactor de flujo ascendente y manto de lodos (RAFA), se destaca por su simplicidad constructiva, fue desarrollado en el inicio de la decada de los ochenta y actualmente es una tecnologia ya desarrollada con varias unidades instaladas en todo el mundo, para el tratamiento de diversos residuos industriales y tambien residuos domesticos.

Ese reactor, bastante simple, consigue separar las fases liquida, solida y gaseosa, a traves de un deflector de gases y un sedimentador situados en la parte superior del reactor.

La principal característica de este sistema, es la formación de un manto de lodo granulado con elevada actividad metanogénica y excelentes propiedades de sedimentación.

El punto crítico del sistema es la partida del reactor que demanda, algunas veces, tiempos excesivamente largos. En general esta etapa se demora de 3 a 6 meses.

- Reactores de lecho fijo o filtro anaerobico:

El reactor de lecho fijo pertenece a los mas nuevos desarrollos de la tecnica anaerobica. En este tipo los microorganismos se adhieren al medio inerte, el cual puede ser cualquiera de los medios conocidos y usados en los filtros percoladores. Las aguas negras pasan a traves de este medio ya sea en flujo ascendente o descendente, entran en contacto con el medio en el cual las bacterias anaerobicas crecen y son retenidas. Debido a que las bacterias son retenidas en el medio y no salen en el efluente, pueden ser logrados valores altos de

tiempos de retención hidraulicos, así que los filtros anaerobicos pueden ser usados para el tratamiento de residuos de baja carga a temperatura ambiente. En general este reactor opera sin usar el reciclaje de las aguas negras, lo cual resulta en un patron de flujo a piston, aunque la producción de gas tiende a revolver el flujo a través de las burbujas de gas ascendentes. El reciclaje puede ser usado con el fin de controlar el espesor de la biopelícula hasta cierto grado, o para superar los problemas suscitados por el pH o los toxicos. El exceso de lodo y las aguas tratadas son removidos fuera del reactor. El diafragma de flujo se acompaña con las facilidades previstas en el diseño para el lavado en contracorriente y remoción de los lodos.

- Reactor de lecho fluidizado:

En este tipo de reactor las aguas residuales a ser tratadas son bombeadas hacia arriba a través de un lecho de un medio apropiado (por ejemplo: arena, carbon, grava, antracita o plastico), en el cual ha sido desarrollado un crecimiento biologico. El efluente es reciclado para diluir las aguas residuales entrantes y para suministrar un flujo adecuado para mantener el lecho en condiciones expandidas mediante una velocidad vertical controlada. La producción de gas puede crear espuma y flotación en la parte superior del reactor, condiciones indeseables que se deben controlar por medios hidraulicos o mecanicos con el fin de impedir el escape de las particulas junto con las aguas negras tratadas.

2.7 CARACTERISTICAS DE FLUJO EN REACTORES

2.7.1 REACTOR DISCONTINUO

En este tipo de reactor no existe caudal de alimentación o de salida.

Inicialmente se supone que la cantidad de microorganismos introducidos es relativamente pequeña en comparación con el sustrato disponible en el reactor. Después de un periodo de aclimatación, se nota que la masa de microorganismos comienza a crecer a una tasa exponencial, al paso que la cantidad de sustrato decrece también exponencialmente. Este decrecimiento es resultado de la utilización del sustrato para la constitución de material celular nuevo, a través de la reacción de síntesis y también como fuente necesaria a las actividades de los microorganismos, a través de la reacción de respiración, o sea, reacción de oxidación del sustrato.

Esta fase es llamada de crecimiento logaritmico y es caracterizada por el hecho de que el substrato no es un factor limitante al crecimiento de los microorganismos, el cual se verifica a la velocidad máxima. La reacción de síntesis es predominante en esta fase, en relación a la de respiración.

A lo largo del tiempo, la relación entre el substrato disponible y la masa de microorganismos presentes en el reactor decrece, llegando a un punto en que el primero no es mas suficiente para permitir la velocidad máxima de crecimiento. Esta fase en que el crecimiento pasa a ser limitado por la disponibilidad de substrato es llamada fase de crecimiento con tasa decreciente. La energía total requerida es mayor (mayor población de microorganismos) y la parcela de substrato remanente utilizado para la respiración aumenta, en cuanto que la parcela usada para síntesis disminuye.

Con el transcurso del proceso, se llega a un punto en que el substrato disponible no es mas suficiente para abastecer de energía a la masa de microorganismos, a través de la respiración. Ellos pasan entonces a oxidar la materia organica acumulada, que ahora forma parte de la composición celular, y la masa de microorganismos comienza a decrecer. Este fenómeno es llamado de respiración endógena, y esta fase de crecimiento de la masa de microorganismos por autooxidación es llamada fase de respiración endógena.

El reactor discontinuo raramente es utilizado, pues las aguas residuales en general tienen un flujo continuo.

2.7.2 REACTORES CONTINUOS

En estos reactores existe un caudal continuo de alimentación. Para efectos teóricos se admite que el volumen de masa líquida dentro del reactor siempre permanece constante, o sea, que el caudal de salida es idéntico al de alimentación.

Los tres modelos básicos son:

- Reactor de mezcla homogénea sin recirculación.
- Reactor de mezcla homogénea con recirculación.
- Reactor de flujo en piston (plug-flow) con recirculación.

2.7.2.1 Reactor de mezcla homogénea sin recirculación

Este reactor presenta una misma concentración de substrato y de microorganismos en todos los puntos de la masa líquida. De esta manera, las concentraciones en el efluente serán idénticas a las existentes en el reactor.

2.7.2.2 Reactor de mezcla homogénea con recirculación

En este modelo el efluente del reactor pasa por un decantador en el que los microorganismos son separados de la fase líquida y recirculados al reactor. Para mantener en régimen estacionario, el lodo en exceso es descartado para fuera del sistema a través de un derivación en la línea de retorno.

2.7.2.3 Reactor de flujo en pistón con recirculación

En este modelo no hay mezcla en el sentido longitudinal del flujo. La concentración del sustrato decrece a lo largo de todo el reactor, al paso que la concentración de microorganismos aumenta.

2.7.3 COMPARACION ENTRE REACTORES DE FLUJO EN PISTON Y DE MEZCLA HOMOGENEA

El reactor de flujo en pistón proporciona valores menores de la concentración final del sustrato, mantenidas a la misma edad del lodo y demás condiciones. El es, por tanto, más eficiente, teóricamente que el reactor de mezcla homogénea. Todavía en la práctica la existencia de contracorrientes tiende a disminuir esta ventaja teórica. Además, el reactor de mezcla homogénea posee mayor estabilidad operacional cuando sujeto a cargas de choque o sustancias tóxicas, una vez que el afluente es inmediatamente mezclado con toda la masa líquida presente en el reactor, sufriendo apreciable dilución, lo que no ocurre en el reactor de flujo en pistón.

Tanto el reactor de mezcla homogénea como el de flujo en pistón, son casos ideales extremos, aunque el primero pueda ser más fácilmente obtenido en la práctica. El sistema de lodos activados convencional es frecuentemente un término medio entre estos dos modelos.

La tabla No.1 presenta una lista de los tipos básicos de reactores conocidos hasta la fecha.

La tabla No.2 muestra resumidamente una comparación entre los principales procesos biológicos de tratamiento de efluentes líquidos.

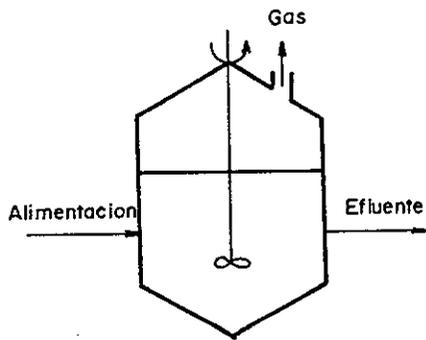


Fig. 2a Reactor Convencional

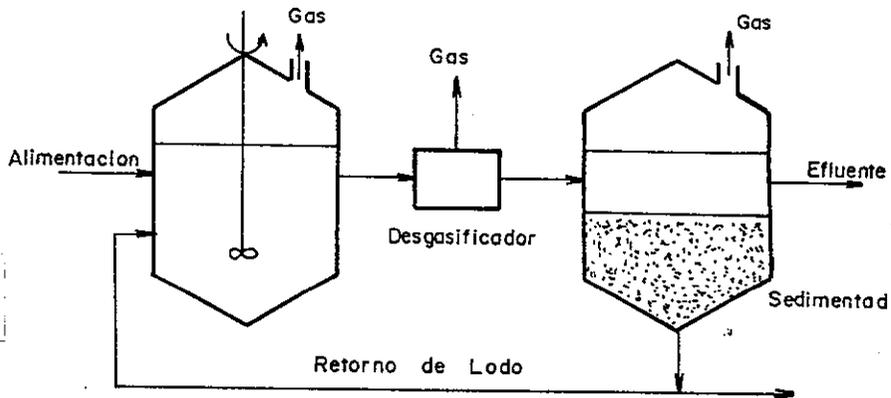


Fig.2b Reactor de mezcla o de contacto

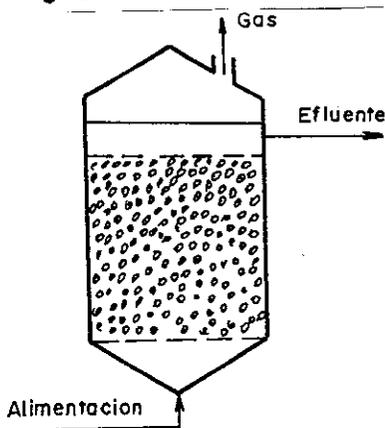


Fig.2c Reactor de lecho fijo o Filtro anaerobico

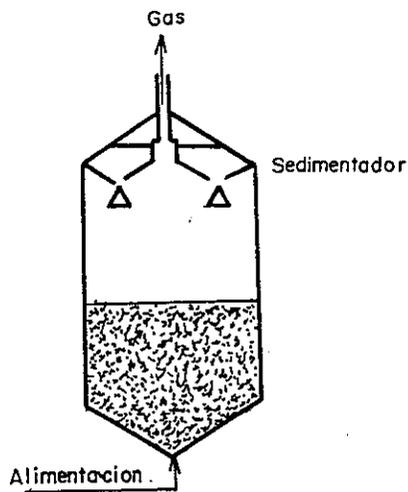


Fig.2d Reactor de flujo ascendente

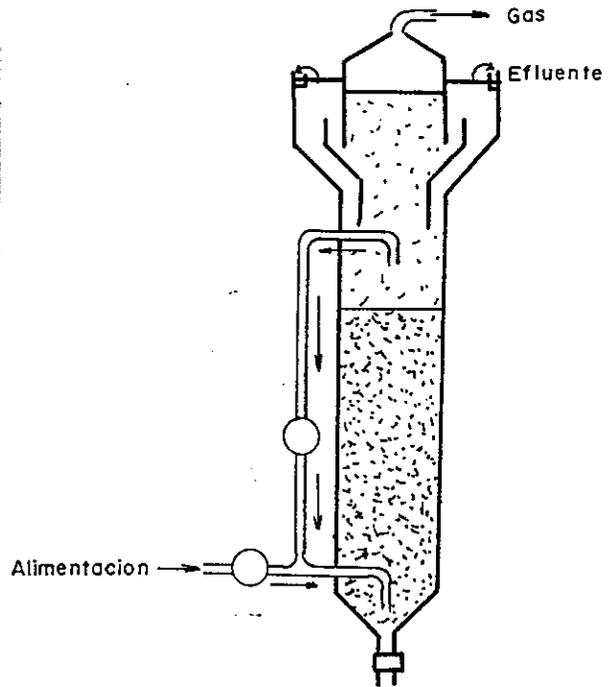


Fig.2e Reactor de lecho fluidizado

FIGURA No. 2 Tipos de reactores anaerobicos

TABLA No. 1

**TIPOS BASICOS DE REACTORES
DE PROCESOS ANAEROBICOS**

	TIPO DE REACTOR	SINONIMO	ABREVIACION
B I O M A S A A D H E R I D A	LECHO FIJO	FILTRO DE PELICULA FIJA. FILTRO SUMERGIDO. PELICULA FIJA ESTACIONARIA.	SMAR/ANFIL(up-flow) AUF(up-flow) ADBR(down-flow)/AF /DSFF
	LECHO MOVIL	DISCOS ROTATORIOS. CONTACTO ROTATORIO BIOLOGICO.	AnRBC RBC
	LECHO EXPANDIDO	LECHO EXPANDIDO DE PELICULA ADHERIDA ANAEROBICA.	AAFEB
	LECHO FLUIDIZADO		FBFR/IFCR
	LECHO RECICLADO	PROCESO DE CONTACTO PORTANTE.	CASBER
B I O D I G E S T I V O	FLOCULOS RECICLADOS	PROCESO DE CONTACTO O DE MEZCLA.	
	COLCHON DE LODOS	COLCHON DE LODOS ASCENDENTE TIPO CLARIFICADOR ANAEROBICO DE FLUJO ASCENDENTE	UASB
	DIGESTOR		

SEGUN HANZE Y HARRMOES

TABLA No. 2

**COMPARACION ENTRE PROCESOS BIOLÓGICOS DE
TRATAMIENTO DE RESIDUOS**

	LAGUNAS DE ESTABILIZACION	LODOS ACTIVADOS	DIGESTION ANAEROBICA (no convencional)
Volumen de los reactores	ENORME	PEQUEÑO	PEQUEÑO
Costo de construcción	BAJO ¹	ELEVADO	ELEVADO
Costo de operación y mantenimiento	BAJO	ELEVADO	BAJO
Consumo de energía	BAJO	ELEVADO ²	BAJO
Producción de energía	NULA	NULA	ELEVADA ³
Necesidades de calentamiento/isolamiento	NO	NO	SI
Calidad del efluente	RAZONABLE	BUENA	RAZONABLE
Remoción de patógenos	SI	NO	NO
Producción de lodos	PEQUEÑA	GRANDE	PEQUEÑA
Estabilidad de los lodos	ELEVADA	BAJA ⁴	ELEVADA
Flexibilidad operacional	REDUCIDA	ELEVADA	ELEVADA
Seguridad estabilizada	BUENA	BUENA	BUENA
Resistencia a alimentación intermitente	BUENA	PEQUEÑA	BUENA
Partida	3-4 MESES	2-4 SEMANAS	4-6 MESES
Necesidad de nutrientes	BAJA	ELEVADA ⁵	BAJA
Alcalinidad	SIN PROBLEMAS	SIN PROBLEMAS	NECESARIOS 2,500 - 5,000 mg/l
Necesidades de post-tratamiento	NO	NO	SI

1. Donde hay disponibilidad de terreno barato.
2. Especialmente para el suministro de oxígeno.
3. Energía en la forma de metano.
4. Excepto para las variantes con aereación prolongada.
5. Para determinados residuos.

3. REACTOR ANAEROBICO DE FLUJO ASCENDENTE RAFA O UASB

3.1 DESCRIPCION

Un reactor anaerobico de flujo ascendente, consiste básicamente de un tanque en el fondo del cual se encuentra localizado un digestor y en la parte superior del mismo un sedimentador precedido de un sistema separador de gas. El agua residual a ser tratada es distribuida uniformemente en el fondo del reactor, fluye hacia arriba y pasa a través de una capa biológica de lodos, compuesta de gránulos formados biologicamente. El tratamiento ocurre cuando el agua residual entra en contacto con los gránulos. El gas producido bajo condiciones anaerobicas (principalmente metano y dióxido de carbono) provocan circulación interna, la cual ayuda en la formación y el mantenimiento de los gránulos biológicos. Parte del gas producido dentro del manto de lodos se queda adherido al gránulo biológico. El gas libre y las partículas con el gas adherido se levantan hasta la parte superior del reactor y chocan con las pantallas deflectoras del gas, lo que provoca que sean liberadas las burbujas de gas adheridas a ellas. Los gránulos desgasificados normalmente retornan a la superficie del manto de lodos. El gas libre y el gas liberado de los gránulos es recolectado en las campanas colectoras de gas, localizadas en la parte superior del reactor. El efluente que contiene algunos sólidos residuales y gránulos biológicos pasa por una cámara de sedimentación, donde esos sólidos residuales son separados del efluente. Los sólidos separados caen de regreso a través del sistema de deflectores de gas en la parte superior del manto de lodos.

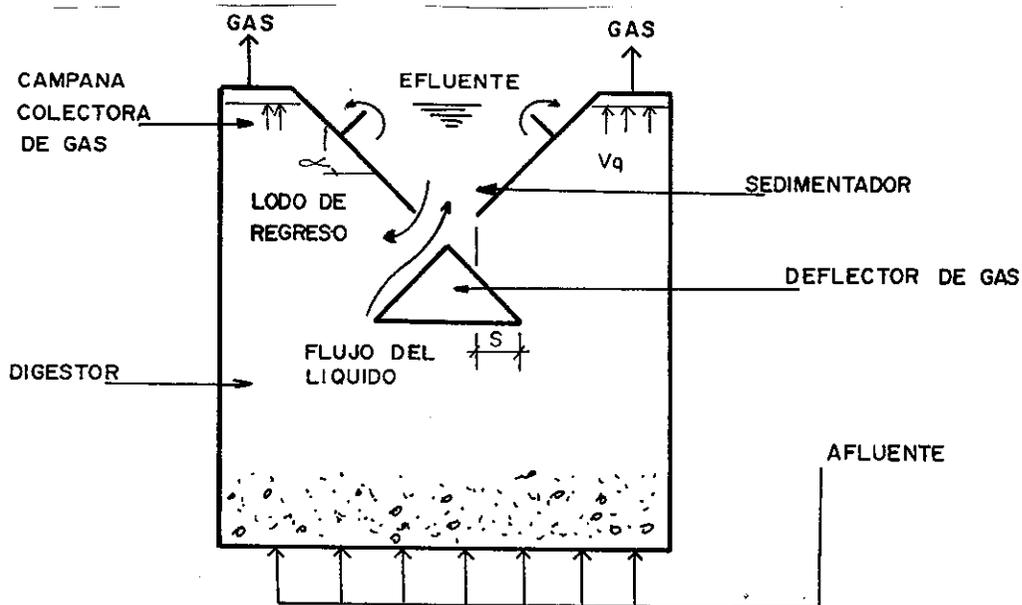


Figura No. 3 Diagrama esquemático de un reactor anaerobico de flujo ascendente.

Aunque sea caracterizado como un sistema bastante simple, para su buen funcionamiento se debe conocer con relativa profundidad el proceso anaerobico, así como los factores que pueden afectar su eficiencia.

Existen varios factores que deben ser observados con mucha cautela:

1. La partida del reactor (start-up)
2. Factores que pueden causar desequilibrios entre las poblaciones microbianas, y por consiguiente afectar la velocidad y el rendimiento del proceso (Ver 2.4.1.1 y 2.4.1.2)
3. El proyecto del reactor.
4. La operación del sistema.

3.2 PUESTA EN MARCHA DE REACTORES ANAEROBICOS DE FLUJO ASCENDENTE

Se llama partida del reactor, al inicio del proceso que envuelve la inoculación del sistema, la adaptación de lodo al residuo y a las condiciones de carga y caudal específica para esta fase.

Lettinga, ha definido 3 fases en el proceso de puesta en marcha de un reactor en el caso de que el inóculo no esté adaptado al desecho:

1. Adaptación primaria y crecimiento de bacterias degradadoras de ácidos acético y propiónico;
2. Formación de una biomasa anaeróbica metanogénicamente activa (K_{max}); y
3. Formación de un lodo granular.

Una cantidad de lodo granular que ocupe entre el 10% y el 15% del volumen total del reactor, es suficiente para garantizar el suceso de la puesta en marcha, si la biomasa está bien adaptada al substrato (Hulshoff y colaboradores, 1983).

Durante el proceso de adaptación del inóculo, uno de los sucesos que se pretende alcanzar es la formación de lodo granular, como resultado de la transformación del lodo floculento.

Se considera terminada la partida, cuando comienza a ocurrir una estabilización del proceso en términos de remoción de materia orgánica y producción de gases. Normalmente, esta etapa es lenta debido a la baja velocidad de crecimiento de las bacterias metanogénicas.

La partida de un reactor RAFA o UASB es un punto de crucial importancia, una partida mal dada puede llevar al fracaso antes de comenzar con el proceso de tratamiento.

La inoculación de un reactor RAFA o UASB puede ser muy simple, no necesitando de condiciones anaerobicas estrictas. El material para servir de inculo debe poseer actividad metanogénica. Cuanto mayor sea esta actividad, menor será el período de tiempo necesario para la partida del reactor.

El mejor inculo seria un lodo ya granulado, proveniente de otros reactores RAFA o UASB, o lodos provenientes de reactores anaerobicos. Normalmente, se utiliza lodo de aguas residuales domésticas ya digerido, debido a la dificultad de obtención de lodo granulado.

La actividad metanogénica especifica de lodo granulado es del orden de 0.8 a 1.5 kg CH₄ - DQO/kg SSV, en tanto que para el lodo digerido es cerca de 0.03 a 0.1 kg CH₄ - DQO/kg SSV.

Cuando el inculo disponible no es de excelente calidad se debe tener mucho cuidado en la partida del reactor. En este caso, la partida debe ser dada lentamente con pequeñas cargas, tomándose cuidado de solo aumentar la carga cuando hubieran sido consumidos aproximadamente el 80% de los ácidos volátiles. Velocidades ascensionales muy elevadas de los residuos pueden causar lavado de las bacterias, siendo necesario dar nueva partida al sistema.

En esta etapa, no interesa la eficiencia del sistema, de la verificación de su funcionamiento es que se puede observar el aumento de la producción de gas, lo que mejora la eficiencia del tratamiento o de la calidad del efluente. El aumento de carga a valores realmente elevados es el último punto; esto solo será exitoso cuando todos los otros factores estuvieran correctos.

Una partida dada cuidadosamente demora cerca de 3 meses (a veces mas).

Estando la partida realizada, el reactor esta en funcionamiento y se trata ahora de controlar el proceso.

Antes, por lo tanto, es importante resaltar que un control solo puede ser bien realizado, desde que se conocen los fundamentos, los factores que pueden influenciar el proceso y de que manera esa influencia se puede manifestar.

3.3 PARAMETROS DEL PROYECTO DEL REACTOR

El proyecto del reactor RAFA o UASB también es fundamental para el suceso del proceso de tratamiento.

En el reactor se deben de realizar eficazmente las siguientes actividades: separar las fases líquida, sólida y gaseosa, promover la digestión en la parte inferior y la decantación en la parte superior del reactor y la retención de sólidos biológicos del sistema. Para lo cual existen algunos parámetros básicos del proyecto que deben ser respetados en relación a: las alturas de la cámara de digestión y de decantación al deflector de gases, la inclinación de las paredes del decantador, la velocidad superficial de escurrimiento del líquido en el decantador, a la velocidad de liberación de los gases, a la carga orgánica aplicada, a la distribución de la alimentación en el fondo del reactor, etc.

3.3.1 Criterio Básico: Carga orgánica, velocidad superficial y altura.

Hay tres reglas básicas para el diseño de reactores anaerobios de flujo ascendente: la carga volumétrica orgánica aplicada, la velocidad del líquido en la superficie de sedimentación y la altura del reactor. Con los conocimientos y experiencias actuales, los valores seguros máximos de diseño, los cuales pueden ser aceptados para los dos primeros parámetros son de 15 a 20 kg DQO aplicados/m³ reactor por día y 1.2 a 1.5 m/h, respectivamente. Estos límites deben ser aplicados únicamente para los valores picos (después de compensación y pretratamiento, etc.) de carga orgánica y velocidad de flujo, respectivamente. Para usar estos límites, la disponibilidad o formación de lodo biológico con buenas características de sedimentación y actividad metanogénica, preferentemente lodo granular, debe ser asumida. Además, muchos otros factores ya discutidos anteriormente provocarían la necesidad de adoptar factores de seguridad. Los criterios limitantes de diseño para ciertos residuos dependen de su concentración orgánica. Para residuos concentrados, el parámetro limitante es la carga orgánica aplicada y en estas circunstancias, es importante que el reactor tenga la altura máxima posible por unidad de volumen a fin de reducir el área requerida. No obstante, la altura útil prudente es de alrededor de 6 m. porque una altura arriba de este valor puede causar algunos problemas tales como la dificultad en la separación de sólidos y gas, formación de espuma, etc. Para residuos diluidos, el parámetro limitante es la velocidad del líquido y en la superficie del sedimentador, y en este caso

es importante que el reactor tenga la altura mínima posible para incrementar el área superficial por unidad de volumen y consecuentemente, para reducir el tiempo hidráulico de retención tanto como sea posible. En ambos casos, la altura de sedimentación no necesita ser mayor que aproximadamente 1.5 m, teniendo presente su función de sedimentación específica y las experiencias obtenidas de los sistemas tradicionales de sedimentación. La parte restante de la altura del reactor le correspondera al digester. Es deseable que toda la transformación de toda la materia orgánica ocurra antes del paso de los sólidos y líquidos del compartimiento del digester a el sedimentador, para evitar la formación de gas en el sedimentador.

3.3.2 Forma y materiales del reactor

Otra diferencia entre el tratamiento de residuos diluidos y concentrados es la forma del reactor a ser diseñado. Para residuos concentrados, debido a que el área necesaria para la sedimentación es pequeña, el reactor puede tener una sección uniforme, haciendo por esta razón el diseño y la construcción mas fácil. Por lo tanto esta puede ser circular o rectangular. En el caso de residuos diluidos, debido a que se necesita la mayor área posible de sedimentación, puede ser ventajoso adoptar una sección uniforme en la parte superior del reactor (compartimiento de digestión) y una sección de área mayor en la región de sedimentación, así que el área disponible será mayor en la parte baja del sedimentador que en la parte alta del reactor y resulta en una mayor área superficial por unidad de volumen. Por consiguiente, las combinaciones siguientes que pueden ser usadas entre la sección del digester y los compartimientos de sedimentación son:

- Digester circular, sedimentador circular.
- Digester circular, sedimentador rectangular y
- Digester rectangular, sedimentador rectangular.

Hasta ahora no hay pruebas científicas de las ventajas de una forma sobre otra, así como el proceso mismo no tiene que ver, la forma rectangular facilita la distribución del afluente en el fondo del reactor, y la modulización del sistema. Dependiendo de la situación específica, el uso de cierta forma puede dar como resultado reactores con volúmenes pequeños o con dimensiones mas apropiadas para el sitio local de instalación. Sin embargo, la selección de la forma esta mucho mas conectada con el costo y las facilidades de construcción e instalación de los materiales seleccionados para la construcción.

Los materiales mas comúnmente usados han sido acero y concreto, utilizando últimamente materiales sintéticos tales como PVC o fibra de vidrio. La selección depende en cada caso específico, principalmente de la disponibilidad del material y de la mano de obra especializada para la construcción y la instalación.

3.3.3 Sedimentadores Internos

Después de haber seleccionado la forma del reactor, el siguiente paso es diseñar el sedimentador interno y el sistema colector de gas. Es importante que el sedimentador tenga únicamente la función de separar sólidos y líquidos, evitándose así la ocurrencia de transformaciones de materia orgánica y acumulación de sólidos en su interior, pues la liberación de gases en el sedimentador perjudica la sedimentación y consecuentemente el retorno de sólidos al fondo del reactor. Altura del sedimentador (h) se recomienda:

- Para efluentes de alta carga orgánica:

$$h = 1.5 \text{ a } 2.0 \text{ m}$$

- Para efluentes de baja carga orgánica:

$$h = 1.0 \text{ a } 1.5 \text{ m}$$

El proyecto del sedimentador interno no es diferente de un sedimentador cualquiera, por lo que se recomienda:

- Inclínación de la paredes () 45° para lodos granulados.
- $> 50^\circ$ para lodos floculentos para evitar depósito de sólidos sobre ellos.

La abertura en la parte inferior del sedimentador (Ver Figura No. 3) no debe permitir velocidades muy altas en esta area, pues eso perjudicaría el retorno de lodo al fondo del reactor. La velocidad en la abertura inferior del sedimentador (V_0) puede alcanzar:

- Para efluentes de alta carga orgánica:

$$V_0 = 3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$$

- Para efluentes de baja carga orgánica:

$$V_0 = 5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$$

También es importante recordar que el grado de agitación en esta región del sedimentador también tiene influencia en la granulación del lodo (Ver 2.4.2.2)

3.3.4 Deflectores y colectores de gas

Para evitar el paso del gas producido en el interior del reactor al sedimentador, el reactor debe estar provisto de deflectores que conduzcan el gas al compartimiento de gases (Ver Figura No. 3). Estos deflectores deben tener una inclinación que favorezca la permanencia de sólidos y deben tener una sobreposición con las paredes del sedimentador (S) de:

$$S = 15 \text{ a } 20 \text{ cm}$$

Estos deflectores pueden ser la prolongación de una de las paredes del sedimentador, haciendo su construcción bastante simple.

En la parte superior del reactor debe existir un area para liberar el gas producido. Esta area puede estar localizada en cualquiera de los lados del sedimentador en la dirección transversal o longitudinal. Esta selección depende de la necesidad y de la viabilidad de area en cada situación. La razón para esto es que la velocidad del gas en esta area (V_q) debe ser alta o suficiente para evitar la acumulación de espuma y baja o suficiente para que no ocurra turbulencia excesiva, provocando el arrastre de sólidos para las tuberías de salida del gas y su consecuente taponamiento.

- Para efluentes de alta carga orgánica:

$$V_q = 3 \text{ a } 5 \text{ m}^3 \text{ gas/m}^2 \cdot \text{h}$$

- Para efluentes de baja carga orgánica:

$$V_q = 1 \text{ m}^3 \text{ gas/m}^2 \cdot \text{h}$$

Si fuese imposible alcanzar este valor, se recomienda proveer el reactor con sistemas de dispersión o retirada de espuma. En lo posible, puede ser ventajoso instalar sistemas (especialmente en plantas piloto) los cuales regularían la velocidad de flujo durante la operación. Para la correcta definición del valor correcto para esta velocidad, debe mantenerse presente que hay evidencias que la velocidad del flujo puede tener algunas influencias sobre la granulación del lodo.

3.3.5 Sistemas de alimentación y de mezcla

El nivel de mezcla en la parte superior del reactor, y consecuentemente el nivel de contacto de los microorganismos con el substrato, es muy importante en un reactor anaerobico de flujo ascendente. Generalmente no es necesario usar sistemas mecánicos de mezcla. La mezcla es hecha por el gas producido y/o por el flujo del líquido a una relativamente alta velocidad. Por otra parte, el exceso de mezcla puede causar la ruptura de los flóculos o gránulos, dañándose así el funcionamiento del sistema. Un ejemplo de un sistema de alimentación eficiente es el de una distribución uniforme del residuo cerca del fondo del reactor (10 a 20 cm) a través de tuberías adecuadamente localizadas.

Para residuos muy concentrados donde es obtenida una buena mezcla por una alta producción de gas, no es necesario tener una rigurosa distribución, siendo suficiente un punto de distribución por cada 7 a 10 m². En cuanto a los residuos muy diluidos, para

los cuales el gas producido no contribuirá demasiado para mezclar, una buena distribución es necesaria para incrementar el contacto substrato con microorganismos, y por lo menos un punto de distribución debe ser usado por cada 1 a 2 m².

En relación a las aguas residuales domésticas en particular, es importante tener una distribución uniforme garantizada con control individual de la parte del flujo a ser aplicado en cada punto de distribución. Esto es posible por la inyección de aguas residuales dentro de canales principales localizados en la parte superior del reactor, desde el cual tuberías tomarían las aguas residuales hacia cada punto de distribución; la tasa de flujo a ser aplicada en cada tubería puede ser regulada a través de vertederos y los sistemas deben tomar en consideración el control visual para evitar atascamientos. Todos los cuidados necesarios deben ser tomados, para evitar la entrada de aire a través de los sistemas de alimentación.

3.3.6 Retiro del efluente/ remoción del exceso de lodo

El sistema de retiro del efluente de un reactor anaerobico de flujo ascendente en la parte alta del sedimentador, ha sido diseñado para permitir una salida tan uniforme como sea posible. Remoción del efluente puede ser llevado a cabo por medio de vertederos, por ejemplo; como si este fuera hecho normalmente en sedimentadores convencionales. Los vertederos pueden estar localizados en el centro o en el borde de cada unidad de sedimentación.

Hay dos situaciones diferentes en lo que se refiere a la remoción del exceso de lodo biológico formado en el sistema. Cuando el propósito principal es la producción de biogas, no hay razones científicamente establecidas para la remoción directa del lodo del digestor, por ejemplo; el lodo puede salir del reactor naturalmente juntamente con el efluente.

Cuando el principal propósito es el tratamiento de las aguas residuales, es conveniente evitar el retiro de sólidos suspendidos en el efluente (excepto durante la puesta en marcha) el cual afectaría negativamente la calidad del efluente. En este caso, un porción del lodo acumulado en el digestor debe ser directamente removido de tiempo en tiempo. Las aguas residuales domésticas tienen una parte razonable de sólidos suspendidos no biodegradables.

La posibilidad de observación y control de la distribución del lodo en el reactor es deseable. Para cada situación específica es necesario proveer sistemas de muestreo a diferentes alturas del reactor, incluyendo dos en el sedimentador.

3.3.7 Volumen del reactor - Cobertura - Mantenimiento

Teóricamente no hay un límite en relación con el máximo volumen posible de un reactor anaeróbico de flujo ascendente a ser construido. No obstante, para unidades con volúmenes mayores a 1500 m³, los problemas de construcción, operación y mantenimiento, y del diseño de los sistemas de alimentación, y el arranque unitario puede ser excesivo. Así, la construcción de varias unidades en paralelo, cada una limitada a un máximo de 1000 a 1500 m³, es recomendada siempre y cuando el volumen total así lo requiera.

Para hacer fácil los sistemas de mantenimiento, el digestor puede tener los sedimentadores descubiertos, estando cubiertos únicamente en las regiones de colección del biogas.

Puertas de inspección en el cuerpo del reactor deben ser instaladas para permitir la limpieza y mantenimiento de la unidad de tiempo en tiempo debido a la acumulación de materiales tales como arena, incrustaciones, etc. Puertas de inspección deben ser también instaladas en los compartimientos colectores de gas, en caso que ellos no sean desmontables, para la remoción de la capa de espuma.

3.4 OPERACION DEL SISTEMA

Aunque todos los factores ya presentados estuvieran bajo control, si no hay una operación adecuada del sistema, ciertamente ocurrirán problemas.

En general, los reactores anaeróbicos de flujo ascendente y manto de lodos son proyectados para operar bajo condiciones muy bien definidas con relación a la carga orgánica aplicada, pH del afluente y del medio, temperatura, composición del substrato y presencia de compuestos potencialmente tóxicos.

Excluida la fase de partida, durante la cual el reactor es sometido intencionalmente a las cargas orgánicas e hidráulicas crecientes hasta alcanzar las del proyecto, la operación en régimen normal esta sujeta a ocurrencia de cargas de choque y variaciones de las condiciones ambientales imprevistas que pueden afectar el funcionamiento del proceso.

Los problemas operacionales en los reactores generan desequilibrios entre las poblaciones bacterianas y normalmente son reversibles si las medidas operacionales fueran eficientes y rápidas.

La operación del sistema y el acompañamiento necesario están intrínsecamente ligados a el equilibrio de las poblaciones bacterianas, y consecuentemente, a las formas de manifestación de los desequilibrios de posible ocurrencia.

El operador del sistema debe tener conocimiento previo del proceso para que la operación no sea el factor limitante y para que sea capaz de identificar los posibles problemas en el sentido de funcionamiento.

3.5 OBSERVACIONES EN EL EFLUENTE, Y LODOS

3.5.1 Observaciones en el efluente

La observación visual de la calidad del efluente da una indicación del funcionamiento del reactor. En una situación normal el efluente debe tener un aspecto claro y debe contener muy poco lodo. Una sobrecarga del reactor se manifiesta en una alta turbiedad del efluente y la presencia de sólidos sin digerir (color gris) en el efluente. Esta situación se presenta en la puesta en marcha del reactor y debe ser considerado como normal para esta fase. A medida que se desarrolla el lodo, la calidad del efluente mejora. Cuando se observan los síntomas de sobrecarga en un reactor en pleno funcionamiento, la producción de gas, aforos de caudal y muestreos del afluente y efluente deben aclarar la razón de la sobrecarga.

La presencia de altas concentraciones de lodo en el efluente, indica arrastre de lodo. Esta situación se presenta cuando el reactor contiene demasiado lodo, en cuyo caso se debe extraer el lodo, o cuando la carga hidráulica es demasiado grande.

3.5.2 Post-tratamiento del efluente

Tan eficiente como pueda ser el reactor anaerobico de flujo ascendente, la calidad del efluente frecuentemente no alcanza los límites deseables o permisibles para ser descargado en cuerpos receptores. En este caso, un adecuado sistema de post-tratamiento es necesario para obtener mayor remoción de uno o mas de los siguientes factores: materia orgánica soluble, sólidos suspendidos, patógenos compuestos de fósforo y nitrógeno, etc. La remoción de patógenos en reactores anaerobicos de flujo ascendente generalmente no es suficiente, particularmente en el caso de aguas residuales domésticas se hace necesaria frecuentemente la adopción de sistemas de desinfección. Algunos procesos han sido considerados para este propósito y han sido estudiados los siguientes: cloración, radiación ultravioleta, ozonización, filtración con arena, tanques de estabilización, etc.

La remoción de nitrógeno y fósforo es prácticamente nula en reactores anaerobicos de flujo ascendente, con transformación únicamente de nitrógeno en nitrógeno amoniacal. Hay pocos métodos de post-tratamiento los cuales hasta ahora están completamente desarrollados para uso a grandes escalas, usados para la remoción de estos nutrientes en la cantidad necesaria para evitar la eutroficación de los cuerpos receptores de aguas. Si el nitrógeno fue previamente transformado o si ya estaba presente en la forma de nitratos, la desnitrificación contribuirá a la eliminación del nitrógeno.

En relación a los solidos suspendidos y a la materia orgánica soluble aun presentes en el reactor, algunos sistemas han sido considerados o investigados para el mejoramiento de la calidad de los efluentes, tales como la decantación, flotación, ozonización, filtración con arena, lechos estabilizadores, clarificadores, procesos biológicos aerobicos, etc. Una posibilidad futura es el uso de otro proceso anaerobico, para mejorar remociones de solidos y materia orgánica, el cual operaria en serie con el reactor anaerobico de flujo ascendente principal. El segundo reactor debe ser también anaerobico de flujo ascendente, filtro anaerobico, reactores de lechos fluidizados, etc. Ha sido probado que la calidad del afluente de un reactor anaerobico de flujo ascendente puede ser mejorado con otro proceso anaerobico.

3.5.3 Muestreo y extracción de lodo

El muestreo de lodo se realiza para estimar la cantidad de lodo en el reactor y para evaluar su calidad. La calidad se expresa como actividad metanogénica, estabilidad y sedimentabilidad que son pruebas de laboratorio y se observa mediante la forma del lecho de lodo.

La forma del lecho de lodo en condiciones normales será así: en el fondo el lodo tiene una concentración de alrededor de 100 g/l, en la mitad del compartimiento de digestión la concentración esta alrededor de 50 mg/l y justamente debajo de las campanas colectoras de gas la concentración es muy baja. En el caso que la concentración de lodo sea parecida a diferentes niveles en el reactor, significa que el lodo es de mala calidad.

La extracción del lodo debe de hacerse cuando este alcanza el nivel inferior de las campanas. Normalmente la extracción se realiza por el punto de muestreo en la mitad del reactor. Se recomienda establecer una rutina semanal o quincenal de tal forma que se mantenga la cantidad de lodo en el reactor mas o menos constante. En la práctica la forma de operar los lechos de secado de lodos, determinará la frecuencia de la extracción del lodo.

3.5.4 Disposición (utilización) del exceso de lodos

La disposición de lodos debe ser hecha intermitentemente. La periodicidad de la operación es fijada de acuerdo al tamaño del digestor. Para proporcionar una evaluación más exacta de la masa de lodos en conjunto en el sistema además de dar una afinación en la masa y volúmenes a ser descargados, es recomendable la instalación de puntos de muestreo colocados a varias alturas en las diferentes secciones del reactor donde se llevan a cabo los diferentes procesos y dependiendo de las dimensiones del mismo.

El exceso de lodos de un reactor anaerobico de flujo ascendente, especialmente del tipo granular, es un material muy apreciado para la inoculación y puesta en marcha de otras unidades de reactores anaerobicos o para la eventual reinoculación de la misma unidad. Estos son los usos posibles importantes del exceso de lodo, por lo menos hasta que grandes cantidades de este material llegue a estar disponible. Generalmente los lodos en exceso son relativamente estables y tienen características de secado, bajo estas condiciones puede ser inyectado directamente o después de una sedimentación extra en los sistemas de secado. Los lodos en exceso pueden también ser usados como fertilizantes de tierras, después de la eliminación de microorganismos patógenos y/o metales pesados donde sea necesario. Las cualidades de fertilización del lodo puede también ser aumentada con la adición de sales minerales.

El lodo decantado esta a pesar de todo altamente contaminados con microorganismos patógenos y debe ser cuidadosamente maniobrado para prevenir la contaminación de los operadores.

TABLA No. 3

PARAMETROS DEL PROYECTO DEL REACTOR

Criterio Básico.		
	Carga Orgánica: 15 a 20 kg DBO/m ³ reactor/día.	
	Velocidad Superficial: 1.2 a 1.5 m/h.	
	Altura Util Prudente: no mayor de 6 m.	
	Carga organica baja	Carga organica alta
Altura Sedimentador(h)	1.0 a 1.5 m	1.5 a 2.0 m
Vel. abertura inf. Sed.(Vo)	5 m ³ /m ² .h	3 m ³ /m ² .h
Velocidad gas (Vg)	si m ³ gas/m ² .h	3 a 5 m ³ gas/m ² .h
Sistema de alimentación	1 pto/1 a 2 m ²	1 pto/7 a 10 m ²
Inclinación paredes sedimentador	lodo granulado = 45°	lodo floculento > 50°
Sobreposición deflectores de gas con paredes del sedimentador	S = 15 a 20 cm	

3.6 VENTAJAS DEL REACTOR ANAEROBICO DE FLUJO ASCENDENTE

- Ausencia de equipos de aireación, por lo tanto no utiliza energía eléctrica.
- Baja generación de sólidos, minimizando así los problemas de disposición.
- No necesita de equipo sofisticado y difícil de manejar, facilitando la operación y mantenimiento.
- Generación de productos aprovechables: Metano para la producción de gas convertible en energía, la cual dependiendo de los volúmenes de producción podría ser empleada para el funcionamiento de las instalaciones. Lodos para ser preparados adecuadamente y poder ser empleados como abono para ciertos tipos de cultivos y árboles, generando de esta manera puestos de trabajo y reduciendo el uso de fertilizantes que en alguna medida contaminan los recursos hídricos.
- No requiere una cantidad excesiva de nutrientes.
- La remoción de nutrientes es mínima, por lo que se puede utilizar el efluente para irrigación, con las debidas precauciones.
- Es ideal para residuos industriales de tipo alimenticio tales como: molinos de granos, lecherías, cervecerías, etc. Ya que estos son generalmente de operación cíclica y las bacterias presentes en el proceso pueden permanecer largos intervalos de tiempo sin alimentación en especial a temperaturas menores a los 15° C.
- Por su configuración geométrica necesita poco espacio para funcionar.
- El Reactor puede trabajar con altas tasas de carga orgánica e hidráulica y producir un efluente con características aceptables. (con remociones de 60 a 80% de DQO).
- No produce olores desagradables.

4. SITUACION ACTUAL DEL TRATAMIENTO ANAEROBICO EN AMERICA LATINA

4.1 DESARROLLO DE REACTORES ANAEROBICOS EN LA REGION

Hasta mediados de 1994 se han reportado un total de 396 reactores anaerobicos construidos en América Latina, con un volumen total de 394,421 m³.

Se carece de datos actualizados a nivel mundial pero en septiembre de 1990 Lettinga reportaba 205 reactores construidos por compañías holandesas con un volumen de 339,609 m³ (Lettinga 1992). Esto estaría indicando una participación no menor de América Latina en la materia.

El 43% de los reactores, con un volumen total de 182,286 m³ corresponde a reactores que tratan efluentes industriales; el 56% restante con 95,355 m³ es utilizado para tratar efluentes domésticos. Está construido, aunque no en operación un reactor de 64 módulos con 119,040 m³ para aguas negras e industriales en el Estado de Veracruz, México, que resultaría el reactor anaerobico más grande del mundo (Noyola y Monroy, 1994).

La figura No. 4 muestra la preponderancia de Brasil y México en la región en cantidad de reactores, teniendo los demás países un peso menor. La figura No. 5, en volumen de reactores aumenta la participación de México, indicando la existencia de reactores de gran volumen en dicho país. Los datos de ambas figuras incluyen todos los reactores construidos hasta mediados del año 1994.

En la evolución en el tiempo en la construcción de reactores discriminando a su vez por tipo de reactor. Se destaca la preponderancia cada vez mayor de los reactores tipo UASB o RAFA (en la actualidad el 92.7% de la cantidad total de reactores y 97.9% del volumen total), a partir de un cierto equilibrio inicial con los Filtros Anaerobicos (que actualmente tan solo el 4.8% en cantidad y el 1.3% en volumen del total).

Los países que indican la presencia de reactores anaerobicos para el tratamiento de aguas domésticas o cloacales son: Brasil, Colombia y México; en Guatemala están funcionando dos tanques Imhoff modificados (Calzada, 1994) y actualmente está en construcción en Uruguay un UASB o RAFA y un tanque Imhoff en modificación (ambos tecnología brasileña).

En la tabla No. 4, para los países de actividad más destacada, se presentan para el total de reactores por porcentajes en cantidad y volumen según el origen del efluente:

TABLA No. 4

**PESO RELATIVO DE EFLUENTES
INDUSTRIALES Y DOMESTICOS**

PAIS	CANTIDAD		VOLUMEN	
	Industriales (%)	Domésticos (%)	Industriales (%)	Domésticos (%)
BRASIL	37	63	60	40
COLOMBIA	64	36	10	90
MÉXICO	62	38	85	15

En Brasil la cantidad de reactores que tratan efluentes domésticos es muy elevada porcentualmente debido al peso que tiene la experiencia en el estado de Paraná (la Compañía de Saneamiento de Paraná, Brasil SANEPAR, ha realizado una experiencia muy particular que no tiene similares en la región, construyendo desde 1980 a 1994, 186 reactores con un volumen total de 75,000 m³, de los cuales 105 lo son de primera generación, adaptación de tanques Imhoff, etc., construidos para conjuntos habitacionales (Vieira, 1994)).

En Colombia, si bien el número de reactores que tratan efluentes industriales duplica a los domésticos, se trata de reactores pequeños; tiene especial incidencia en el mayor peso de los reactores de efluentes domésticos el reactor de Bucaramanga de 6600 m³.

En el caso de México los porcentajes para reactores industriales son superiores tanto en cantidad como en volumen. Es de destacar que el reactor de Veracruz, que aún no ha sido conectado, tratará una mezcla de efluentes industriales y domésticos.

Es evidente entonces, y teniendo en cuenta que el resto de los países no presentan información de reactores para efluentes domésticos, que en general el mayor desarrollo se da en el tratamiento de efluentes industriales y que salvo políticas estatales o municipales muy concretas el tratamiento de los efluentes de origen doméstico queda relegado.

4.2 EFLUENTES DE ORIGEN INDUSTRIAL

En general existe una importante participación de empresas de fuera de la región en casi todos los países, en particular aquellos que presentan los volúmenes más importantes. Se da además el fenómeno de que empresas internacionales con sede o filiales en América Latina recurren para diseñar y construir sus plantas de tratamiento a las firmas que contrata la casa matriz, no vinculándose con las empresas con base nacional. A su vez, en los dos países de mayor desarrollo de la tecnología nacional se da una colaboración importante entre tecnología nacional e importada, lo que se ha denominado como tecnología mixta. Considerando solamente los países de actividad más destacada, con respecto al origen de la tecnología la tabla No. 5 muestra:

TABLA No. 5

PESO RELATIVO DEL TIPO DE TECNOLOGIA

PAIS	T E C N O L O G I A					
	Nacional (%)		Importada (%)		Mixta (%)	
	Cantidad	Volumen	Cantidad	Volumen	Cantidad	Volumen
BRASIL	32	24	44	53	24	23
COLOMBIA	56	13	33	87	---	---
MÉXICO	58	53	29	30	13	17

Puede observarse que en México, si bien las cantidades absolutas son menores, existe un mayor peso relativo de la tecnología nacional, tanto en número como en volumen de reactores, con respecto a Brasil. Esto se debe sin duda a una política desarrollada de transferencia de tecnología a empresas nacionales por parte de núcleos académicos y de investigación, que compite de igual a igual con las empresas extranjeras e incluso abarata los costos (Noyola y Monroy, 1994). Este fenómeno también se da en Brasil pero en una menor escala (Hirata, 1994).

La figura No. 6 da cuenta de la contaminación tratada en kg de DQO por día resaltando los efluentes de maltería-cervecería y destilería como preponderantes. Estos son efluentes bien estudiados y con resultados comprobados. Otros efluentes con gran potencial contaminante, como por ejemplo efluente de lavadero de lana, curtiembre, lixiviado de basura, etc., no figuran o se encuentran tratados en escasa cantidad.

TABLA No. 6

**PESO RELATIVO DE DISTINTOS
EFLUENTES EN EL TOTAL DE
REACTORES INDUSTRIALES**

EFLUENTE	AMERICA LATINA, 1994	
	Cantidad (%)	Volumen (%)
Malteria	24.4	26.4
Destilería, alcohol	8.9	11.3
Levadura	5.4	6.7
Lácteos	14.3	6.4
Frigoríficos/Matadero	7.7	4.6
Refrescos	9.5	4.4
Cítricos	1.8	3.9
Pescados	1.2	3.4
Otros	26.8	32.9

Se determinaron para los principales efluentes rangos de valores promedios para ciertos parámetros de diseño de reactores RAFA. La información se resume en la tabla No. 7; debe aclararse que los valores máximos y mínimos de los distintos parámetros no necesariamente corresponden al mismo reactor.

TABLA No. 7

**PARAMETROS PARA REACTORES
RAFA (+) EN FUNCIONAMIENTO QUE
TRATAN EFLUENTES INDUSTRIALES**

EFLUENTE	VALORES	TRH (d)	CARGA (kgDGO/m ³ .d)	EFICIENCIA (%)
CERVECERIA	Máximo	0.55	17.9	80
	Minimo	0.18	5.59	75
	Medio	0.33	9.00	81
MALTERIA	Máximo		8.30	
	Minimo		2.69	
	Medio	0.63*	6.98	77*
DESTILERIA	Máximo	2.40	17.50**	
	Minimo	1.00	8.00	
	Medio	1.80	14.00	95*
LEVADURAS	Máximo	2.00	12.40	70
	Minimo	1.00	5.00	55
	Medio	1.54	8.00	66
REFRESCOS***	Máximo	0.86	3.40	
	Minimo	0.125	0.39	
	Medio	0.58	2.13	
LACTEOS	Máximo	1.52	10.00	
	Minimo	0.38	1.20	
	Medio	0.78	5.20	78*

(+) Los reactores tipo RAFA constituyen el 80.7% del total de reactores censados que tratan efluentes industriales.

* Unico valor censado.

** Existe un reactor termofilico con carga de 30 kgDGO/m³.d.

*** No incluye jugos citricos, que en general presentan cargas mayores.

Dentro de los reactores que tratan efluentes de la industria láctea se encuentran un número importante de Filtros Anaerobicos (7 de los 19 reactores que tratan efluentes de esta industria y 29% del total de Filtros tabulados). Los valores característicos para éstos son: TRH 2, 1.34 y 1.74 días par los valores máximo, mínimo y medio respectivamente y Carga 2.7, 0.6 y 1.35 KgDQO/m³.día para los valores máximo, mínimo y medio respectivamente.

4.3 EFLUENTES DE ORIGEN DOMÉSTICO

Como se menciona anteriormente los países que presentan reactores para tratamiento de efluentes de origen doméstico son Brasil, Colombia y México con 201, 5 y 15 unidades y 79384, 9492 y 4974 m³ respectivamente. En el caso de México no se incluyó el reactor de 119,040 m³, aún sin conectar, que tratará aguas cloacales e industriales. En Guatemala existen dos tanques Imhoff modificados, uno de ellos con capacidad para tratar 36 m³/s.

También la experiencia singular realizada en el Estado de Paraná, Brasil, con la construcción desde 1980 a la fecha de 105 reactores de primera generación y tanque Imhoff modificados y 81 reactores de alta carga, totalizando 75,000 m³.

El tratamiento de efluentes de origen doméstico queda a cargo normalmente de organismos municipales o estatales y esto explica de alguna manera la poca participación de las empresas extranjeras, más vinculadas a la actividad industrial. Así mismo, también es la razón por lo que salvo la implementación de políticas decididas, como en el caso del Estado de Paraná en Brasil o de mecanismos de transferencia de tecnología al sector privado nacional a partir del medio académico como en México este sector no alcanza un desarrollo al nivel industrial. Cuando se aplican estas políticas los reactores que tratan efluentes domésticos presentan cifras, tanto en cantidad como en volumen, del orden de los que tratan efluentes industriales.

Fuede observarse en la tabla No. 8 que los efluentes domésticos presentan cargas algo menores que la mayoría de los efluentes industriales; se trata de efluentes más diluidos pero con grandes caudales a tratar. Nuevamente se aclara que los valores máximos y mínimos de los distintos parámetros no necesariamente corresponden al mismo reactor.

TABLA No. 8

**PARAMETROS DE REACTORES RAFA
QUE TRATAN EFLUENTES DOMESTICOS**

EFLUENTE	VALORES	TRH (d)	CARGA (kgDQD/m ³ .d)	EFICIENCIA (%)
DOMESTICOS	Máximo	1.00	6.68	58
	Mínimo	0.17	0.12	80
	Medio	0.50	1.66	69

De la figura No. 6 surge además que la contaminación tratada proveniente de aguas residuales domésticas es mucho menor que la correspondiente a aguas de origen industrial, el 10% del total (sin contar el reactor de Veracruz aún no arrancado). Tomando un aporte medio de 200 L por habitante y por día con una concentración de 0.5 g/L de DQD se obtiene que la contaminación tratada de efluentes domésticos sería la producida por una población de entre 1 600,000 y 2 millones de habitantes. La contaminación de origen industrial tratada anaerobicamente corresponde en tanto a una población equivalente de unos 13 millones de habitantes.

FIGURA No. 4 CANTIDAD DE REACTORES ANAEROBICOS

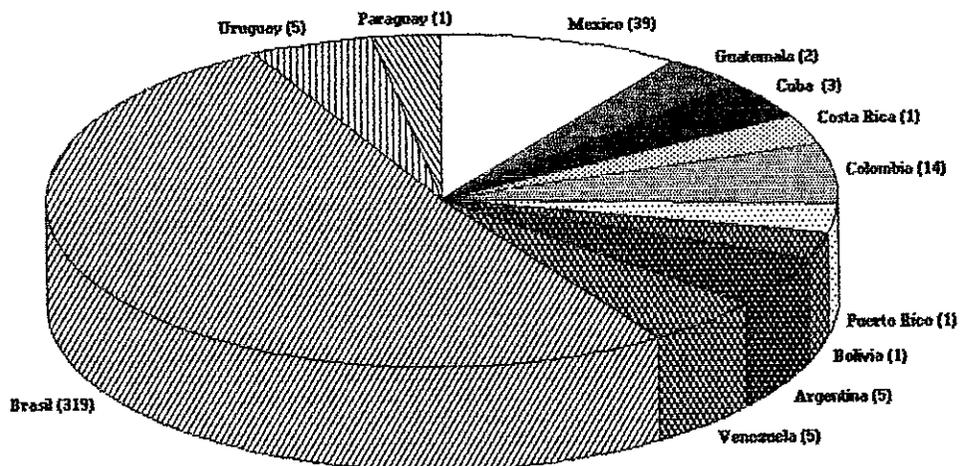


FIGURA No. 5 VOLUMENES DE REACTORES (en m³)

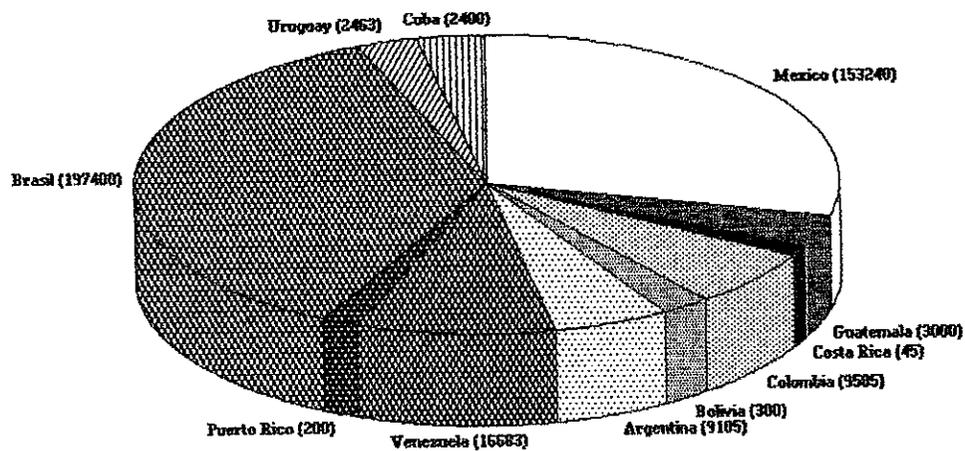
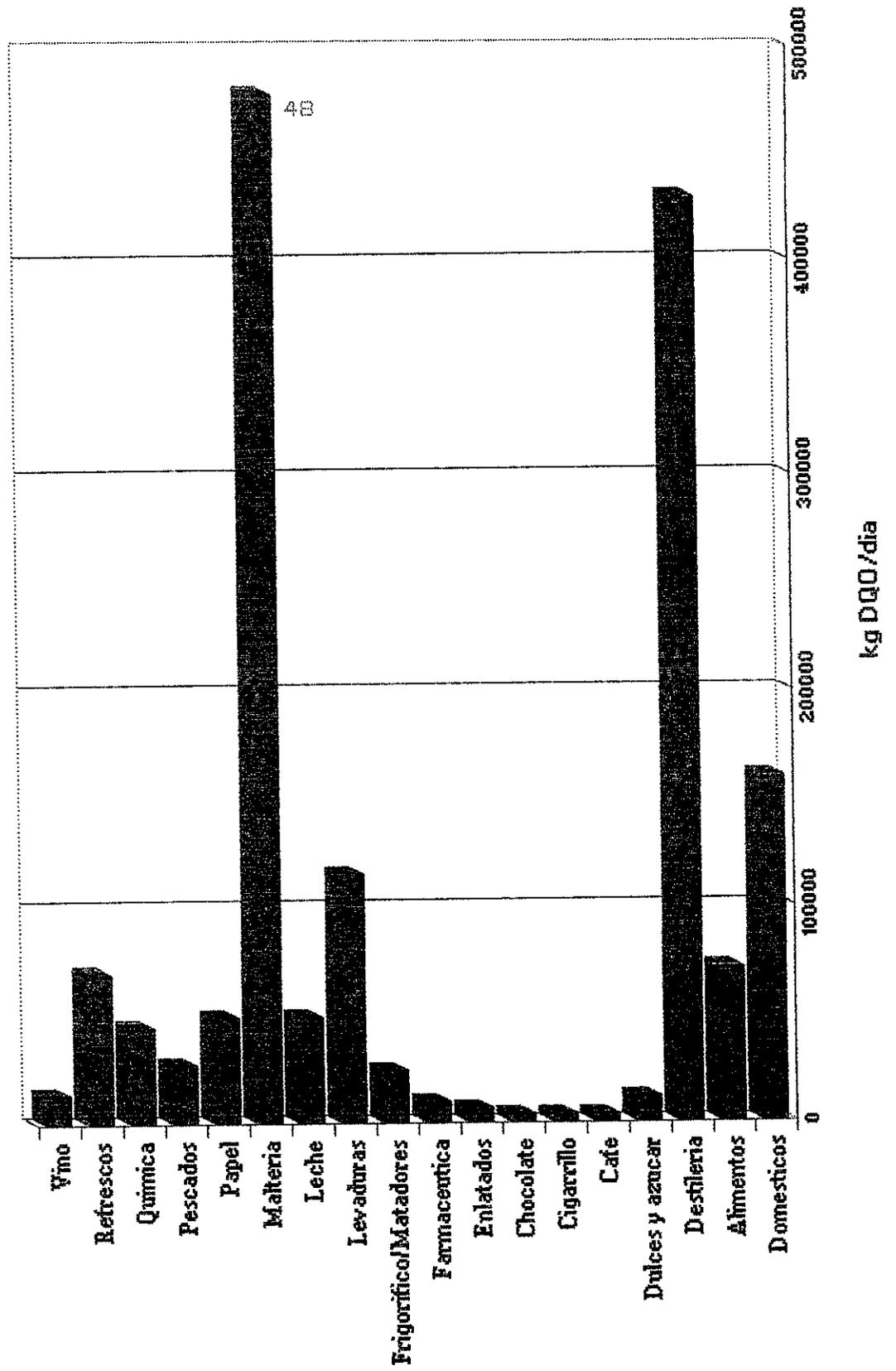


FIGURA No. 6 CONTAMINACION TRATADA



4.4 DIGESTION ANAEROBICA EN GUATEMALA

El desarrollo en la digestión anaeróbica en Guatemala se ha orientado en dos direcciones:

- a) Reactores de menor productividad, cuyo propósito principal es servir al pequeño productor agrícola y pecuario.
- b) Reactores de alta tasa, para el tratamiento de efluentes industriales y municipales.

4.4.1 Reactores agropecuarios

El esquema de desarrollo de estas tecnologías fue impulsado inicialmente por diversas instituciones (ICAITI, CEMAT, OPINA, ICADA-CHOQUI) dentro de programas internacionales (BID, GTZ, FAO, OLADE), a finales de los años setenta y en los primeros cinco años de los ochenta. Se desarrollan y evalúan modelos propios (Guatemala, ICAITI) y adaptaciones de modelos clásicos (chino, principalmente).

Posteriormente, otras instituciones tomaron algunas de las tecnologías más exitosas para su divulgación en forma masiva.

Hacia finales de la década de los ochenta, se contaba con más de 260 de estas instalaciones (Ver Tabla No. 9).

Paralelamente a la diseminación industrial se desarrolla una apropiación de la tecnología a nivel local, especialmente a través de albañiles capacitados para construir digestores del tipo **chino modificado**. Estos operarios comienzan a construir por su cuenta y por contrato con múltiples usuarios. La tecnología sale completamente de control de las instituciones. El Banco de Desarrollo Agrícola (BANDESA) establece el financiamiento para digestores, entre sus inversiones aprobadas.

El modelo chino modificado en Guatemala incluye una salida de descarga inferior, por la que dos veces al año, aproximadamente, es obtenido el producto: El abono anaeróbico. Debe hacerse énfasis en que la producción de un material orgánico estabilizado es de gran importancia en la zona occidental del país, de pequeños agricultores y de erosión muy marcada, asociada a la agricultura intensiva. La reposición del suelo es esencial.

Los reactores para la producción de abono orgánico en el altiplano occidental del país presentan una experiencia única en Latinoamérica, por varias razones:

- a) Representan una tecnología completamente apropiada para los usuarios.
- b) Se desarrollan en un clima frío (12 - 15°C en el suelo).
- c) Se estimula la diseminación por la necesidad del abono y por su valor.
- d) Muchos de los reactores están en zonas poco accesibles pero en donde se puede contar con un albañil especializado en esta tecnología.
- e) La tecnología ha seguido diseminándose sin necesidad de apoyo institucional directo.

4.4.2 Reactores industriales

Se han agrupado bajo este nombre los reactores destinados al tratamiento de efluentes industriales y agroindustriales.

El desarrollo de estas unidades se inicia con los trabajos del Instituto Centroamericano de Investigación y Tecnología Industrial (ICAITI) a fines de la década de los setenta. El trabajo se centro inicialmente en los efluentes del beneficiado húmedo de café y se realizan avances importantes. Posteriormente se enfocan otros efluentes de la región: **viñazas de destilería, efluentes de la producción kraft de celulosa, efluentes del procesamiento de palma africana, efluentes de mataderos de bovinos, cerdos y aves.**

Dos tipos de tecnología han sido usados primordialmente: **reactores híbridos parcialmente empacados con piedra volcánica (Ver Figura No 7) y reactores RAFA.**

La primera tecnología ha llegado a su aplicación industrial. Se encuentra en operación una planta del tipo híbrido, para el tratamiento de efluentes de procesamiento de cereales, con una capacidad de 3 m³/hr. Esta planta trabaja con una eficiencia cercana al 90% de remoción de la DQO (demanda química de oxígeno). Fue diseñada y operada en su arranque por el ICAITI.

El ICAITI ha diseñado también una **planta industrial UASB** para el tratamiento de efluentes de un matadero modelo de bovinos y porcinos (200 m³/día), así como otra para la purificación de efluentes de procesamiento de aves (300 m³/día). **Unidades híbridas modulares** han sido diseñadas para el tratamiento conjunto de aguas de lavado y jugo de pulpa de café (aproximadamente 35 m³/día en cada modulo).

4.4.3 Reactores de aguas negras domesticas

La ciudad de Guatemala cuenta con dos plantas de tratamiento anaerobico de efluentes municipales, en operación. La tecnología usada es de tanque Imhoff modificado. Una planta tiene una capacidad de 36 m³/hr. La otra sirve únicamente a una pequeña colonia. Varias plantas están en operación y otras mas en proceso de diseño y construcción en varias cabeceras municipales (Ver Tabla No. 10).

La creciente presión de la **legislación ambiental** actúa como el principal acicate a la instalación y correcta operación de plantas de tratamiento anaerobico de aguas residuales (municipales e industriales) en Guatemala. Frente a esta demanda, la tecnología de digestión anaerobica está constituyendo una adecuada respuesta.

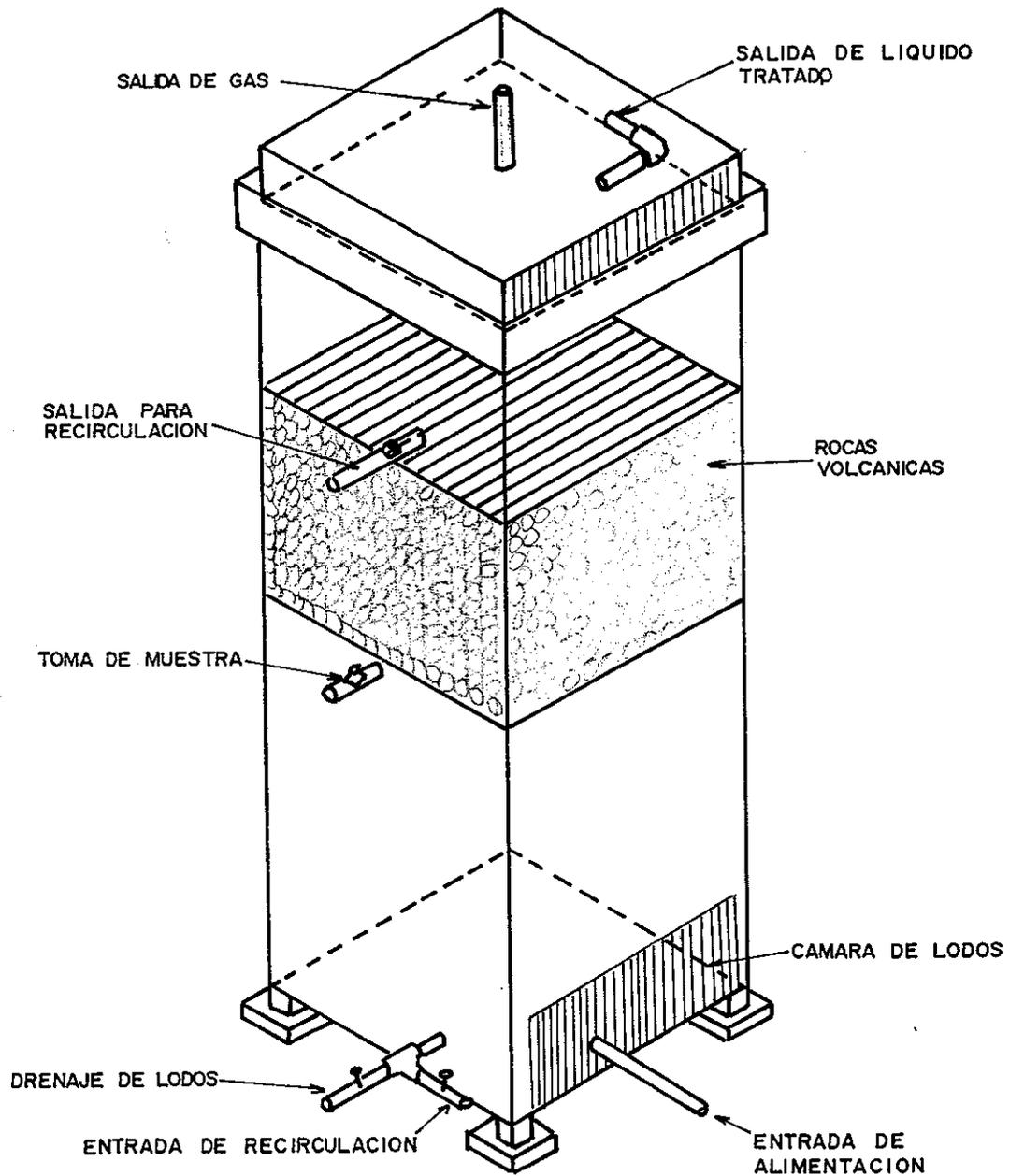


Figura No. 7 Reactor hibrido parcialmente empacado con piedra volcanica.

TABLA No. 9

DIGESTORES AGROPECUARIOS EN GUATEMALA

DEPARTAMENTO	MUNICIPIO	MODELO	UNIDADES	VOLUMEN TOTAL
Alta Verapaz	Tactic	T.B	3	48
Alta Verapaz	Rabinal	Ch. M.	5	53
Chimaltenango	Patzun	Ch.	3	30
Guatemala	Amatitlan	Rectang.	2	300
Guatemala	Guatemala	Penagos	1	30
Guatemala	Villa Nueva	ICAITI	2	73
Huehuetenango	Aguacatan	Ch. M.	16	162
Huehuetenango	Chiantla	Ch. M.	6	52
Huehuetenango	Huehuetenango	Ch. M.	8	61
Huehuetenango	San Sebastian	Ch. M.	11	90
Quetzaltenango	Cabrican	Ch. M.	2	19
Quetzaltenango	Cantel	Ch. M.	3	70
Quetzaltenango	Chiquirichapa	Ch. M.	6	65
Quetzaltenango	Colomba	T.B/Ch. M	5	156
Quetzaltenango	El Palmar	T.B	2	120
Quetzaltenango	Huitan	Ch. M.	3	24
Quetzaltenango	Olintepeque	Ch. M.	16	49
Quetzaltenango	Quetzaltenango	Ch. M.	9	123
Quetzaltenango	San Carlos Sija	Ch. M.	5	51
Sacatepequez	Santiago Sac.	CEMAT	2	20
San Marcos	Concepción T.	Ch. M.	13	137
San Marcos	El Rodeo	Ch. M.	4	28
San Marcos	Esquipulas P.L.	Ch. M.	6	45
San Marcos	San Marcos	Ch. M.	5	53
San Marcos	San Pedro Sac.	Ch. M.	21	215
San Marcos	San Sebastian	Ch. M.	28	247
San Marcos	Tejutla	Ch. M.	44	399
Santa Rosa	Barberena	Ch.	3	30
Santa Rosa	Casillas	Ch.	4	48
Santa Rosa	Chiquimulilla	T.B	4	80
Santa Rosa	Santa Rosa	CEMAT	4	48
Totonicapan	San Andres S.	Ch. M.	8	80
Totonicapan	San Cristobal T.	Ch. M.	5	58
Zacapa	La Union	CEMAT	2	35

Ch. M. : Chino Modificado
T.B : Tay - Batch
Penagos : Ing. Mario David Penagos
Rectang.: Modelo rectangular

Fuente: Ministerio de Energia y Minas.

TABLA No. 10

**PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS
EXISTENTES EN LAS MUNICIPALIDADES DEL PAIS**

MUNICIPALIDAD	TIPO DE PROCESO	CAPACIDAD (l/seg)	EN OPERACION
1 Villacanales	Lagunas de Estab.		si
2 Guastatoya I	Lagunas/Infiltr.	27.7 (*)	si
3 Guastatoya II	Tanque Imhoff		si
4 Solola	T. Imhoff/filtro percolador		en constr.
5 Sanarate	T. septico	1	si
6 San Juan Comalapa	Sed. prim/Fil perc/ Sed. sec/digestor	14	si
7 Patzun	Lagunas de Estab.		no
8 Tiquisate	Tanque Imhoff	12	si
9 Tiquisate	Tanque septico		si
10 Casillas	T. Imhoff/lagunas E.	3	si
11 Flores Costa Cuca	Lagunas de Estab.	63	si
12 Retalhuleu	RAFA	15	parcial
13 Catarina San Marcos	Lagunas de Estab.	6.6	si
14 Ipala	Lagunas de Estab.	19.4	si
15 Atescatempa	Lagunas de Estab.	1.4	si
16 Pasaco	Tanque Imhoff	5.0	si
17 Zacualpa	T. Imhoff/filt/lag	4.4	parcial
18 San Agustin Ac.			
19 Panajachel Sol.			
20 San Esteban, Chiq.	Fosas septicas		en constr.
21 San Jose la Arada Chiq.	Fosas septicas		en constr.

(*) Se considera que ésta planta de tratamiento es la única que trabaja eficientemente.

Fuente: INFOM

4.5 REACTORES RAFA APLICADOS A AGUAS RESIDUALES DE MATADERO

4.5.1 Características del agua residual

Las aguas residuales de mataderos tienen un contenido en materia orgánica comprendido entre 1.5 y 2.2 g DQO/l. En nitrógeno en concentraciones que van de 120 a 180 mg/l. En su composición predominan las proteínas y las grasas (Tabla No. 10). La fracción insoluble del agua residual (SS y coloides) forman el grueso de la DQO, siendo únicamente el 25% de la DQO materia soluble.

TABLA No. 11.

COMPOSICION DE LAS FRACCIONES SOLUBLE E INSOLUBLE DEL AGUA RESIDUAL DE MATADERO.

Constituyente	% Fracción DQO
Fracción Insoluble	
Grasas	67.5
Proteínas	18.1
Indeterminado	14.1
Fracción Soluble	
Grasas	1.0
Proteínas	38.0
Acidos grasos volátiles	54.0
Indeterminado	7.0

Referencia: SAYED 1987.

La cantidad de agua residual proveniente de los mataderos sólo puede ser reducida mediante sistemas de recirculación o reutilización de aguas de refrigeración.

Sin embargo, la carga de contaminación se puede reducir considerablemente, reteniendo las sustancias residuales resultantes del proceso de evisceración y de la recolección de estiércol, recuperando las grasas en separadores y procesando mejor la sangre, las cerdas y el pelo.

En el procesamiento de carne es posible reducir ligeramente la cantidad de aguas residuales y la carga de contaminación reduciendo las cantidades de agua de limpieza, pero no sucede así en el caso de la separación y recuperación de las grasas, donde el agua constituye un elemento absolutamente necesario.

Las aguas residuales provenientes del procesamiento de la carne son similares a las que provienen de los mataderos. Estas están menos concentradas pero contienen más grasa.

4.5.2 Biodegradabilidad anaerobica

La biodegradabilidad de las diferentes fracciones del agua residual de matadero fueron estudiadas en experimentos discontinuos (batch) (Tabla No. 12). De acuerdo con los resultados, la fracción soluble es altamente biodegradable, lo que era de esperar dada la presencia de, principalmente ácidos grasos volátiles y proteínas solubles. Contrastando con estos resultados, los sólidos suspendidos disminuyen únicamente en un 50%, indicando una degradación incompleta de las grasas. La fracción coloidal es degradada en último lugar. Basándose en los resultados experimentales descritos en la Tabla No. 11, podemos calcular que esta fracción es degradada en un 47%.

La eliminación de DQO total (no filtrada) de la fracción que contenía sólidos suspendidos fue equivalente a la producción de metano (expresada en DQO). Esto indica que los sólidos suspendidos no degradados no se acumularon en el reactor (fueron arrastrados fuera de este). Sin embargo, la eliminación de DQO de los sólidos coloidales fue el doble de la producción de metano (en DQO). Esto indica que la fracción coloidal no degradada fue absorbida en el lodo (eliminación de DQO no-biológica).

Durante el tratamiento anaerobico del agua residual de matadero, una gran parte mayoritaria de las proteínas es degradada y la fracción grasa es degradada parcialmente. La degradación de las grasas es el paso limitante de la velocidad del proceso de digestión. Generalmente la mitad de la grasa puede ser degradada mediante tratamiento en RAFA.

TABLA No. 12

CONVERSION DE LAS DIFERENTES FRACCIONES DEL AGUA RESIDUAL DE MATADERO A METANO Y ELIMINACION DE DQO NO-FILTRADA, DURANTE LA DIGESTION ANAEROBICA EN UN REACTOR CON LODO GRANULAR CON RECIRCULACION TOTAL DEL EFLUENTE.

(30°C; Duración del ensayo = 72 hrs; Tiempo de contacto directo con el lodo = 17 hrs).

Fracción	Metaniz. % DQO Infil.	Elim. DQO no-filt.
Filtrado en membrana (soluble)	75	75
Filtrado en papel (soluble + coloidal)	61	86
Sólidos suspendidos	50	50
Sólidos coloidales *	47	97

* Calculado de los resultados experimentales.

Referencia: Sayed, 1987.

TABLA No. 13.

PORCENTAJE DE DEGRADACION DE GRASAS Y PROTEINAS DURANTE EL TRATAMIENTO EN RAFA DE AGUA RESIDUAL DE MATADERO

Componentes de Agua residual	% Eliminación $100 \times (afl. - efl.) / (afl.)$
Grasas	45.5
Proteínas	87.0

Referencia: Sayed, 1987.

4.5.3 Tratamiento RAFA de las Aguas Residuales de Matadero.

4.5.3.1 Comportamiento del reactor RAFA

El reactor RAFA en aguas residuales de matadero (arrancado con inóculo de lodo granular) fue estudiado en un reactor a escala laboratorio. Resultados óptimos fueron obtenidos después de 2 meses de operación (Tabla No. 14). Aproximadamente la mitad de la DQO fue convertida a CH_4 . La mitad de sólidos suspendidos (aproximadamente el 25% de la DQO total del afluente) fue arrastrada fuera del reactor acompañado al efluente. Alrededor del 10% de la DQO total del afluente queda retenida en el reactor. La eliminación de DQO total ronda el 55%.

Con velocidades de carga superiores a 14 y 10 gr DQO/l.día a 30 y 20°C respectivamente, se observó una disminución de la velocidad de producción de metano. Posiblemente el exceso de acumulación de grasa pudo causar este efecto negativo.

El tratamiento RAFA fue también comprobado en una planta piloto de (30 m³) utilizando un inóculo de lodo municipal digerido (Ver Tabla No. 15). En estos experimentos, el 65% de la DQO total fue eliminado, trabajando con velocidades de carga de 2 a 3 g DQO/l.día. La conversión de DQO a CH_4 fue también cercana al 50%. La superior eliminación de DQO total del lodo municipal digerido respecto al lodo granular se debe a una mayor acumulación de sólidos suspendidos en el lecho de lodo.

4.5.3.2 Degradación de los sólidos acumulados en el lodo.

El caudal de agua residual producido en un matadero nunca es continuo. En muchos casos no hay agua residual durante los fines de semana. Los sólidos acumulados en el lodo del reactor pueden ser degradados durante estos periodos.

TABLA No. 14.

COMPORTAMIENTO DE DOS REACTORES RAFA TRATANDO AGUAS RESIDUALES DE MATADERO.

(Ambos reactores fueron arrancados con lodo granular).

Período semanas	T °C	Carga g DQO/l/día	Eliminación* DQO tot	Recuperación*		
				CH ₄	Lodo	SS efl.
				% DQO afl.		
4/8	30	11	58	48	10	26
4/8	20	7	54	45	9	28

* Eliminación = (afl. - efl.) / afl. expresado en DQO total.
 Recuperación CH₄ = metanogenización de DQO afluyente a CH₄
 Recuperación lodo = acumulación de DQO afl. en el lodo
 Recuperación SS efl. = recuperación de DQO total del afluyente en los SS del efluente.

Referencia: Sayed, 1987.

TABLA No. 15.

COMPORTAMIENTO DE UN REACTOR RAFA TRATANDO AGUAS RESIDUALES DE MATADERO.

(El reactor fue arrancado con lodo municipal digerido).

Período semanas	T °C	Carga g DQO/l/día	Eliminación* DQO tot	Recuperación*
				CH ₄
				% DQO afl.
1/20	30	1.5	65	48
23/41	20	2.0	63	56
43/46	30	2.8	65	54

* Eliminación = (afl. - efl.) / afl. expresado en DQO total.
 Recuperación CH₄ = metanogenización de DQO afluyente a CH₄

Referencia: Sayed, 1984.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Resulta clara la importancia que ha cobrado la tecnología de la digestión anaerobica en America Latina, en particular en lo que se refiere al desarrollo de reactores de alta carga. Las características propias de la tecnología la han convertido en un vehículo excelente para resolver problemas de contaminación debidos a efluentes líquidos. El desarrollo fundamental se da básicamente por medio de reactores tipo RAFA (anaerobicos de flujo ascendente).

La tecnología se ha aplicado con igual éxito en la región tanto a efluentes industriales como domésticos y en escalas comparables. Sin embargo, el área de los efluentes domésticos se limita a plantas pilotos o a pequeñas plantas a escala real, las cuales aun no son suficientes para aportar datos y experiencias suficientes para la implementación de mas unidades y de mayor capacidad. Lo que puede ser sustentado con el hecho de que la contaminación tratada por medio de esta tecnología proveniente de efluentes domésticos corresponde a una población que no supera los dos millones de habitantes en toda la región, por lo que existe una gran potencialidad en esta área. En forma general, los resultados de operación de reactores anaerobicos, que en escala de laboratorio, piloto o prototipo, han demostrado que ese tipo de reactor ofrece amplias posibilidades para el tratamiento de aguas residuales domesticas e industriales, cuya carga contaminante esta constituida en su mayor porción por materiales solubles y que presentan bajo contenido de materiales en suspensión. Estos últimos pueden provocar problemas relacionados con el taponamiento prematuro e indeseable de los espacios libres en el lecho del medio filtrante, dificultando el corrimiento de las aguas a través del mismo, por lo que la remoción preliminar de aceites y grasas es muy importante en el caso de aguas residuales industriales principalmente.

A pesar de la existencia de estudios de diversos autores que han tenido como principal objetivo, el conocimiento de la cinética del proceso que ocurre en los reactores anaerobicos, aún no existen hasta la fecha criterios definidos para proyectos a escala real, por tanto se recomienda, la operación de instalaciones piloto precediendo la elaboración del dimensionamiento de un reactor anaerobico en escala de prototipo.

Se plantea para el futuro desarrollo del área una serie de necesidades, tales como: profundizar la difusión de la tecnología entre los potenciales usuarios y los técnicos involucrados, fomentando el trabajo multidisciplinario y el intercambio de información; difundir la tecnología a otros actores sociales en vista de la creciente toma de conciencia en materia ambiental; perfeccionar las legislaciones vigentes, adaptándolas a los nuevos requerimientos de preservación del medio ambiente; desarrollar las posibilidades de aprovechamiento del biogás; profundizar en el estudio de los aspectos básicos tales como: microbiología, diseño, pre y post-tratamiento y control; buscar fuentes de financiamiento para dichos estudios; analizar los mecanismos de transferencia de la tecnología generada en los sectores académicos al sector productivo.

6.

BIBLIOGRAFIA

- Aisse, Miguel Mansur. AVALIACAO DO COMPORTAMIENTO HIDRAULICO DE REACTORES PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS. Curso sobre digestao anaerobia en reatores de fluxo ascendente; ponencias Curitiba, Brasil. Pontificia Universidade Catolica do Parana, 1987. pag. 203-225.
- Aisse, M.M. TRATAMIENTO DE DESAGUES DOMESTICOS EN REACTORES ANAEROBICOS DE FLUJO ASCENDENTE, EN MANTO DE LODOS. Lima (PE), CEPIS, 1985.
- Alem Sobrinho, Ely Carlos Alvarenga. FUNDAMENTOS TEORICOS DOS REACTORES BIOLOGICOS E SUA APLICACAO NO TRATAMENTO DE AGUAS RESIDUARIAS. CETESB-ABC-JICA. Sao Paulo (BR), Marzo de 1995.
- Borzacconi, Liliana, Ivan Lopez. RELEVAMIENTO DE REACTORES ANAEROBICOS EN AMERICA LATINA. II Seminario y Taller Latinoamericano " Tratamiento anaerobico", Montevideo, Uruguay. 1994. pag.
- De Lima Carvalho, Jussara. Marcos Eduardo de Souza. Alcides Diniz Garcia Jr. y Sonia M.M. Vieira. TRATAMENTO DE ESGOTOS E ELFUENTES INDUSTRIAIS POR DIGESTAO ANAEROBIA DE FLUXO ASCENDENTE. CETESB-ABC-JICA. Sao Paulo (BR), Marzo de 1995.
- Fonday, W., Greenfield, F. F. ANAEROBIC DIGESTION, EFLUENTE + WATER TREATMENT. Journal, heuts. Octubre de 1983. pag. 405-413.
- Francese, Alejandro, P., Jorge Duran, Faustino Siñeriz. PUESTA EN MARCHA DE REACTORES ANAEROBICOS TIPO UASB. XXII congreso A.I.D.I.S. San Juan, Puerto Rico, Septiembre de 1990. pag. 9-15.
- Hulshoff, Pol., L.W., Zeeuw, W. de, Dolfing, J., Lettinga, G. START-UP AND SLUDGE GRANULATION IN UASB-REACTORS. Wageningen (NL), Agricultural University, s.d.
- Lettinga, G., Ad de Man, Piet Grin. ANAEROBIC WASTE WATER TREATMENT AS AN APPROPRIATE TECHNOLOGY FOR DEVELOPING COUNTRIES. Department of Water Pollution Control. Agricultural University. Wageningen, Holland. 1987.

- Lettinga G., W.J. de Zeeuw, L.H. Hulshoff Pol, S.W. Hobma, P.C. Grin, W.M. Wiegant, A.F.M. van Velsen, I.W. Koster. ANAEROBIC WASTE WATER TREATMENT USING THE UASB-TREATMENT PROCESS. Department of Water Pollution Control. Agricultural University. Wageningen, Holland.

- Lettinga, G., Hulshoff Pol, L.W., Wiegant, W., Zeeuw, W. de, Grin, P., Roersma, R., Koster, I.W., Hobma, S.W., Sayed, S.K.J. HIGH RATE ANAEROBIC WASTE WATER TREATMENT USING THE UASB-REACTOR UNDER A WIDE RANGE OF TEMPERATURE CONDITIONS. Wageningen (NL), Agricultural University.

- Lettinga, G., Velsen, A.F.M. van, Hobma, S.W., Zeeuw, W. de, Klap Wijk, A. USE OF THE UPFLOW SLUDGE BLANKET (USB) REACTOR CONCEPT FOR BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT, ESPECIALLY FOR ANAEROBIC TREATMENT Biotechnology and Bioengineering. New York, 1980. pag 699- 734.

- Metcalf & Eddy. WASTEWATER ENGINEERING, TREATMENT DISPOSAL AND REUSE. Third Edition, McGraw-Hill International Editions, Singapore, 1991, pag. 420-429.

- Mudrack, Klaus. und Sabine Kunst. BIOLOGIE DER ABWASSERREINIGUNG. Hannover (D), 1981, pag. 43-51, 154-160.

- Pretel, Alvaro E. FATORES QUE AFECTAM O ARRANQUE DE UN PROCESO ANAEROBIO DE FLUXO ASCENDENTE EN MANTO DE LODOS. Curso sobre digestao anaerobia en reatores de fluxo ascendente; ponencias Curitiba, Brasil. Pontificia Universidade Catolica do Parana, 1987. pag.

- Souza. M. E. CRITERIA FOR THE UTILIZATION DESIGN AND OPERATION OF UASB REACTORS. Water Science and Technology. Oxford (GB), 1986, pag 55-69.

- Stuckey, D.C. ANAEROBIC TREATMENT OF INDUSTRIAL WASTEWATER IN THE DEVELOPING NATIONS. Alexandria University. High Institute of Public Health, Academy of Scientific Research and Technology. Oxford (EG) Pergamon Press, 1982, pag. 200-222.

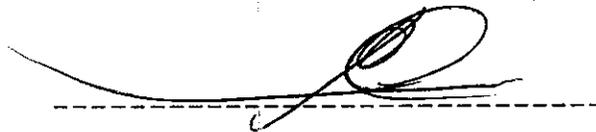
- Vieira, S.M.M., Souza, M.E. de DEVELOPMENT OF TECHNOLOGY FOR THE USE OF THE UASB REACTOR IN DOMESTIC SEWAGE TREATMENT. Water Science and Technology. Oxford (GB), Agosto de 1986, pag. 109-121.

- Vieira, S.M.M. TRATAMENTO DE ESGOTOS POR DIGESTORES ANAEROBIOS DE FLUXO ASCENDENTE. Revista DAE, Sao Paulo (BR), Diciembre de 1984. pag. 322-328.



Handwritten signature of Werner Wittig Loarca in cursive script, positioned above a horizontal dashed line.

Ing. Werner Wittig Loarca
Sustentante



Handwritten signature of Eduardo Roberto Lopez Galo in cursive script, positioned above a horizontal dashed line.

Ing. Eduardo Roberto Lopez Galo
Asesor