

MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO

OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES: PROCESOS ANAEROBIOS

49



MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO

OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES: PROCESOS ANAEROBIOS

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA

Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento
Operación y Mantenimiento de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales:
Procesos Anaerobios

ISBN: 978-607-8246-94-6

D.R. © Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Boulevard Adolfo Ruiz Cortines No. 4209 Col. Jardines en la Montaña
C.P. 14210, Tlalpan, México, D.F.

Comisión Nacional del Agua
Insurgentes Sur No. 2416 Col. Copilco El Bajo
C.P. 04340, Coyoacán, México, D.F.
Tel. (55) 5174•4000

Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento

Impreso y hecho en México
Distribución Gratuita. Prohibida su venta.
Queda prohibido su uso para fines distintos al desarrollo social.
Se autoriza la reproducción sin alteraciones del material contenido en esta obra,
sin fines de lucro y citando la fuente

CONTENIDO

Presentación	V
Objetivo general	VII
Introducción a la operación y mantenimiento de PTARM: Procesos anaerobios	IX
1. Procesos anaerobios	1
2. Reactores anaerobios de flujo ascendente	9
2.1. Arranque y estabilización	14
2.1.1 Consideraciones y criterios	16
2.1.2 Procedimiento	18
2.2. Seguimiento y operación del proceso	22
2.2.1 Operación del proceso	25
2.2.2 Parámetros de control del proceso	28
2.2.3 Evaluación de la biomasa microbiana en el reactor	32
2.2.4 Determinación de la actividad metanogénica específica	34
2.2.5 Remoción de espuma	36
2.2.6 Purga de lodo en exceso de un RAFA	38
2.2.7 Registro de datos	41
2.3. Mantenimiento del proceso	44
2.3.1 Mantenimiento diario	44
2.4. Resumen de problemas operacionales y soluciones	50
3. Filtros anaerobios de flujo ascendente	55
3.1. Retención de la biomasa	56
3.2. Arranque y estabilización	58
3.2.1 Parámetros que controlan el arranque de los tratamientos anaerobios	60
3.3. Seguimiento y operación del proceso	62
3.3.1 Monitoreo del proceso de tratamiento	64
3.3.2 Parámetros de control del proceso	65
3.4. Mantenimiento del proceso	67

3.5. Resumen de problemas operacionales y soluciones	68
4. Operación del sistema de recolección y tratamiento del biogás	71
4.1. Introducción	71
4.2. Operación y manejo del biogás	72
4.3. Purificación del biogás	84
4.4. Mantenimiento del sistema de biogás	92
4.5. Seguridad	97
Conclusiones	101
Determinación de alcalinidad en aguas residuales	103
Tabla de Conversiones de unidades de medida	107
Bibliografía	117
Ilustraciones	123
Tablas	125

PRESENTACIÓN

Uno de los grandes desafíos hídricos que enfrentamos a nivel global es dotar de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento a la población, debido, por un lado, al crecimiento demográfico acelerado y por otro, a las dificultades técnicas, cada vez mayores, que conlleva hacerlo.

Contar con estos servicios en el hogar es un factor determinante en la calidad de vida y desarrollo integral de las familias. En México, la población beneficiada ha venido creciendo los últimos años; sin embargo, mientras más nos acercamos a la cobertura universal, la tarea se vuelve más compleja.

Por ello, para responder a las nuevas necesidades hídricas, la administración del Presidente de la República, Enrique Peña Nieto, está impulsando una transformación integral del sector, y como parte fundamental de esta estrategia, el fortalecimiento de los organismos operadores y prestadores de los servicios de agua potable, drenaje y saneamiento.

En este sentido, publicamos este manual: una guía técnica especializada, que contiene los más recientes avances tecnológicos en obras hidráulicas y normas de calidad, con el fin de desarrollar infraestructura más eficiente, segura y sustentable, así como formar recursos humanos más capacitados y preparados.

Estamos seguros de que será de gran apoyo para orientar el quehacer cotidiano de los técnicos, especialistas y tomadores de decisiones, proporcionándoles criterios para generar ciclos virtuosos de gestión, disminuir los costos de operación, impulsar el intercambio de volúmenes de agua de primer uso por tratada en los procesos que así lo permitan, y realizar en general, un mejor aprovechamiento de las aguas superficiales y subterráneas del país, considerando las necesidades de nueva infraestructura y el cuidado y mantenimiento de la existente.

El Gobierno de la República tiene el firme compromiso de sentar las bases de una cultura de la gestión integral del agua. Nuestros retos son grandes, pero más grande debe ser nuestra capacidad transformadora para contribuir desde el sector hídrico a **Mover a México.**

Director General de la Comisión Nacional del Agua



OBJETIVO GENERAL

El *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento* (MAPAS) está dirigido a quienes diseñan, construyen, operan y administran los sistemas de agua potable, alcantarillado y saneamiento del país; busca ser una referencia sobre los criterios, procedimientos, normas, índices, parámetros y casos de éxito que la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), en su carácter de entidad normativa federal en materia de agua, considera recomendable utilizar, a efecto de homologarlos, para que el desarrollo, operación y administración de los sistemas se encaminen a elevar y mantener la eficiencia y la calidad de los servicios a la población.

Este trabajo favorece y orienta la toma de decisiones por parte de autoridades, profesionales, administradores y técnicos de los organismos operadores de agua de la República Mexicana y la labor de los centros de enseñanza.



INTRODUCCIÓN A LA OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DE PTARM: PROCESOS ANAEROBIOS

Para la remoción de contaminantes constituidos en las aguas residuales se aplican procesos físicos, químicos y bioquímicos, en este último se han utilizado procesos con o sin suministro de aire. Los procesos bioquímicos pueden llevarse a cabo en condición aerobia, anóxica o anaerobia, este último funcionando en ausencia de oxígeno.

En el tratamiento de las aguas residuales domésticas, los procesos anaerobios generalmente utilizados son: fosas sépticas, tanques Imhof, lagunas anaerobias, reactores anaerobios de flujo ascendente y filtros anaerobios. Éste último tiene su mayor campo de aplicación como postratamiento de un primer proceso biológico, para evitar la obstrucción de sólidos en el material de empaque.

Las ventajas que presenta el proceso anaerobio sobre otros procesos son: se obtiene biogás, el cual puede emplearse para calentar y mezclar el reactor; presenta mínimos requerimientos de terreno; presenta una producción baja de lodos y bajo consumo de energía; se pueden alcanzar remociones de demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO), entre el 65 al 75 por ciento; alta concentración y buenas características de desaguado de lodo en exceso.

Como todo proceso de tratamiento de aguas residuales, para obtener la eficiencia esperada, es importante llevar a cabo una adecuada operación y mantenimiento.

Este libro, presenta una compilación de temas referentes a dos procesos: reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA) y filtros anaerobios de flujo ascendente, a partir de diferentes publicaciones en materia de estos procesos que presentan las experiencias a nivel laboratorio, piloto y en planta de diferentes autores.



1

PROCESOS ANAEROBIOS

Las aguas residuales se generan como consecuencia de diferentes actividades socioeconómicas (industriales, domésticas, agrícolas). Estas aguas residuales requieren de un tratamiento. El proceso de tratamiento depende de los contaminantes presentes, así como de los requerimientos específicos para la descarga o reúso.

El tratamiento de las aguas residuales se puede llevar a cabo mediante procesos físicos, químicos, bioquímicos y/o la combinación de éstos. A continuación se describe brevemente las características principales (Grady & Lim, 2011).

- Las operaciones físicas son aquellas que aprovechan las diferencias de tamaño o la fuerza de la gravedad, para la separación de sólidos, principalmente suspendidos. Como por ejemplo el cribado o la sedimentación
- Las operaciones químicas son aquellas en las cuales ocurren estrictamente reacciones químicas, tal como la eliminación de fósforo y sólidos en suspensión
- Las operaciones bioquímicas son aquellas que utilizan microorganismos para estabilizar los contaminantes a

través de reacciones químicas catalizadas enzimáticamente

Los procesos bioquímicos se pueden llevar a cabo bajo diferentes condiciones de óxido-reducción. Dependiendo de los aceptores finales de electrones se pueden clasificar como aerobios, anóxicos y anaerobios.

- Los procesos aerobios requieren oxígeno como aceptor final de electrones
- En los procesos anóxicos el aceptor final de electrones es el nitrato
- Los procesos anaerobios utilizan el dióxido de carbono como aceptor final de electrones

Los procesos anaerobios representan una alternativa atractiva para el tratamiento de aguas residuales municipales, ya que ofrece ventajas importantes relacionadas con los bajos costos de operación debido a la mínima demanda de energía y la escasa producción de lodos. Aunque su desarrollo tiene más de tres décadas, su implementación en México aún es incipiente.

En los procesos anaerobios el agua residual entra en contacto con una gran cantidad de microorganismos en ausencia de oxígeno. Bajo estas condiciones las bacterias son capaces de

convertir la materia orgánica en dióxido de carbono, gas metano, otros gases, sustancias minerales y agua (Cervantes, *et al.*, 2007). En estos procesos la captación y control del biogás es relevante debido a que está considerado como de efecto invernadero. Este control se logra mediante la incineración o su utilización para generar energía eléctrica.

Las bacterias metanogénicas, las cuales son responsables de la mayor parte de la estabilización de las aguas residuales en el tratamiento anaerobio, crecen lentamente en comparación a los microorganismos aerobios, por lo que requieren un tiempo mayor para ajustarse a los cambios en las cargas orgánicas, temperatura u otras condiciones ambientales. Por esta razón, es recomendable que el diseño y operación sean adecuados para alcanzar las condiciones ambientales óptimas a fin de obtener un tratamiento eficiente.

Bajo condiciones normales el tratamiento anaerobio requiere un control mínimo (McCarty, 1964). Sin embargo, si las condiciones ambientales son modificadas repentinamente o si se introducen materiales tóxicos el proceso puede desequilibrarse. Los factores ambientales más importantes para el control de los procesos anaerobios son: el tiempo de retención de sólidos, temperatura, alcalinidad, pH, presencia de sustancias inhibitorias y biodisponibilidad de nutrientes, y metales traza (Metcalf & Eddy, 2014).

Además de lo anterior, para su buen funcionamiento hidráulico, los procesos biológicos requieren una operación adecuada del pretratamiento, ya que de lo contrario, podrían presentarse obstrucciones en las tuberías y/o sistemas de alimentación, lo que ocasionaría una distribución inadecuada del agua residual.

El tema de operación y mantenimiento del pretratamiento se puede consultar en el libro: *Operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: Pretratamiento y tratamiento primario* del MAPAS.

Los procesos anaerobios pueden operar con biomasa suspendida o fija, un ejemplo de operación de un proceso anaerobio con biomasa suspendida son los reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA), que en un inicio fueron utilizados para el tratamiento de aguas residuales con altas cargas orgánicas (industriales, agropecuarias entre otros) y un ejemplo de proceso anaerobio de biomasa fija son los filtros anaerobios de flujo ascendente (FAFA) que han sido utilizados para el tratamiento de aguas residuales solubles y como postratamiento de otros procesos. Debido a la importancia y utilización de estos sistemas de tratamiento, se desarrolla el presente libro que describe la operación y mantenimiento de dichos procesos.

Entre los distintos contaminantes que contiene el agua residual, destaca la presencia de materia orgánica, además de compuestos de naturaleza inorgánica que pueden ser de muy distinta composición, desde nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, hasta sustancias tóxicas y peligrosas (Osorio, *et al.*, 2010). La materia orgánica de las aguas residuales puede subdividirse en varias categorías de acuerdo a su biodegradabilidad. La materia orgánica no biodegradable es biológicamente inerte y pasa a través de un sistema de tratamiento biológico sin modificarse, pudiéndose diferenciar en dos grupos dependiendo de su estado físico: soluble y particulada. La materia inerte soluble abandonará el sistema de tratamiento biológico con el mismo nivel de concentración con el que entró. La materia inerte suspendida,

normalmente quedará atrapada en los lodos del proceso biológico.

La materia orgánica biodegradable puede dividirse a su vez en dos grupos: rápidamente biodegradable y lentamente biodegradable; ambas pueden presentarse en estado soluble o particulado. Para efectos prácticos se considera toda la materia rápidamente biodegradable como si fuera soluble y toda la materia lentamente biodegradable como si fuera particulada.

La conversión de la materia orgánica en diversos gases y tejido celular es catalizada por enzimas propias de los microorganismos. En los procesos anaerobios las comunidades microbianas son primordialmente procariotas, con miembros tanto de bacterias como de arqueas. Aunque se han observado también hongos y protozoarios en algunas circunstancias. Por lo tanto, el énfasis se da en las interacciones entre bacterias y arqueas que son fundamentales para el buen funcionamiento de las comunidades metanogénicas.

Los pasos naturales de las operaciones bioquímicas anaerobias que involucran la metanogénesis se describe en la Ilustración 1.1. Antes que los materiales orgánicos insolubles puedan ser consumidos, deben ser inmovilizados. Por lo tanto, las moléculas orgánicas solubles de gran tamaño deben ser reducidas en tamaño para facilitar su transporte a través de la membrana celular. Las reacciones responsables para la solubilización y reducción de tamaño son comúnmente hidrolíticas y son catalizadas por enzimas extracelulares producidas por bacterias, todas ellas están agrupadas como reacciones de hidrólisis (reacción 1) en la Ilustración 1.1, pero en realidad están involucradas muchas enzimas tales como celulasas, amilasas y proteasas, las cuales son

producidas por bacterias fermentativas que son un importante componente del segundo paso denominado acidogénesis.

La acidogénesis es llevada a cabo por miembros del dominio de las bacterias. Los aminoácidos y azúcares son degradados por reacciones fermentativas (reacción 2), Ilustración 1.1 en las cuales los compuestos orgánicos sirven como donadores y como aceptores de electrones. Los principales productos de la reacción 2 son productos intermediarios, tales como el ácido propiónico y el ácido butírico y los precursores directos del metano (ácido acético e hidrógeno). La producción de H_2 de reacciones fermentativas es pequeña y se origina de la deshidrogenación de piruvato por mecanismos diferentes a los que producen la mayor cantidad de hidrógeno. La mayor parte del H_2 se produce por la oxidación de AGVs y de ácidos grasos de cadena corta a ácido acético (reacciones 3 y 4), Ilustración 1.1 y surge de la transferencia de electrones transportadores reducidos directamente a iones hidrógeno, en un proceso llamado oxidación anaerobia. Debido a la termodinámica de esta reacción, hay inhibición por altas presiones parciales de H_2 , mientras que en la producción de H_2 proveniente del piruvato no se presenta esta inhibición.

La producción de H_2 por oxidación anaerobia es muy importante para el apropiado funcionamiento del proceso anaerobio. Primero, el H_2 es uno de los donadores de electrones primarios de los cuales se forma el metano. Segundo, si no se forma H_2 , la acidogénesis no resultaría en el ácido acético como el mayor producto orgánico soluble. En su lugar, solo podrían ocurrir reacciones fermentativas, en las cuales los electrones liberados durante la oxidación de un compuesto orgánico son transferidos a otro compuesto orgánico que

sirve como aceptor de electrones produciendo una mezcla de productos orgánicos oxidados y reducidos. Por consiguiente, el nivel de energía de la materia orgánica soluble no cambiaría significativamente porque todos los electrones originalmente seguirían estando en solución en su forma orgánica. Cuando el H_2 se forma como producto reducido puede escapar de la fase líquida ya que es un gas, de este modo causa una reducción en el contenido energético del líquido. En realidad el H_2 no escapa y es utilizado como un donador de electrones para la producción de metano, pero debido a que el metano es removido como un gas, ocurre lo mismo con el hidrógeno. Finalmente, si no ocurre la formación de H_2 y se forman los productos orgánicos reducidos, estos se acumulan en el líquido debido a que no pueden ser utilizados para la producción de metano, solo el ácido acético, el H_2 , el metanol y las metilaminas pueden ser utilizadas para tal fin. Como se muestra en la reacción 5, Ilustración 1.1 parte del H_2 puede ser combinado con dióxido de carbono por acetógenos oxidadores de H_2 para formar ácido acético, pero ya que el ácido acético puede servir como fuente de carbono y energía para los metanógenos, el impacto de esta reacción se cree que es pequeño.

Los productos de las reacciones acidogénicas, el ácido acético y el H_2 , son usados por los metanógenos, los cuales son miembros del dominio arquea, para producir gas metano. Dos grupos están involucrados: metanogénicos acetoclásticos que dividen el ácido acético en metano y dióxido de carbono (reacción 6), Ilustración 1.1 y los metanógenos oxidantes de hidrógeno que reducen el dióxido de carbono (reacción 7), Ilustración 1.1. Es generalmente aceptado que aproximadamente dos tercios del metano producido en la digestión anaerobia de lodo primario es derivado del ácido acético, el resto proviene del H_2 y del dióxido de carbono.

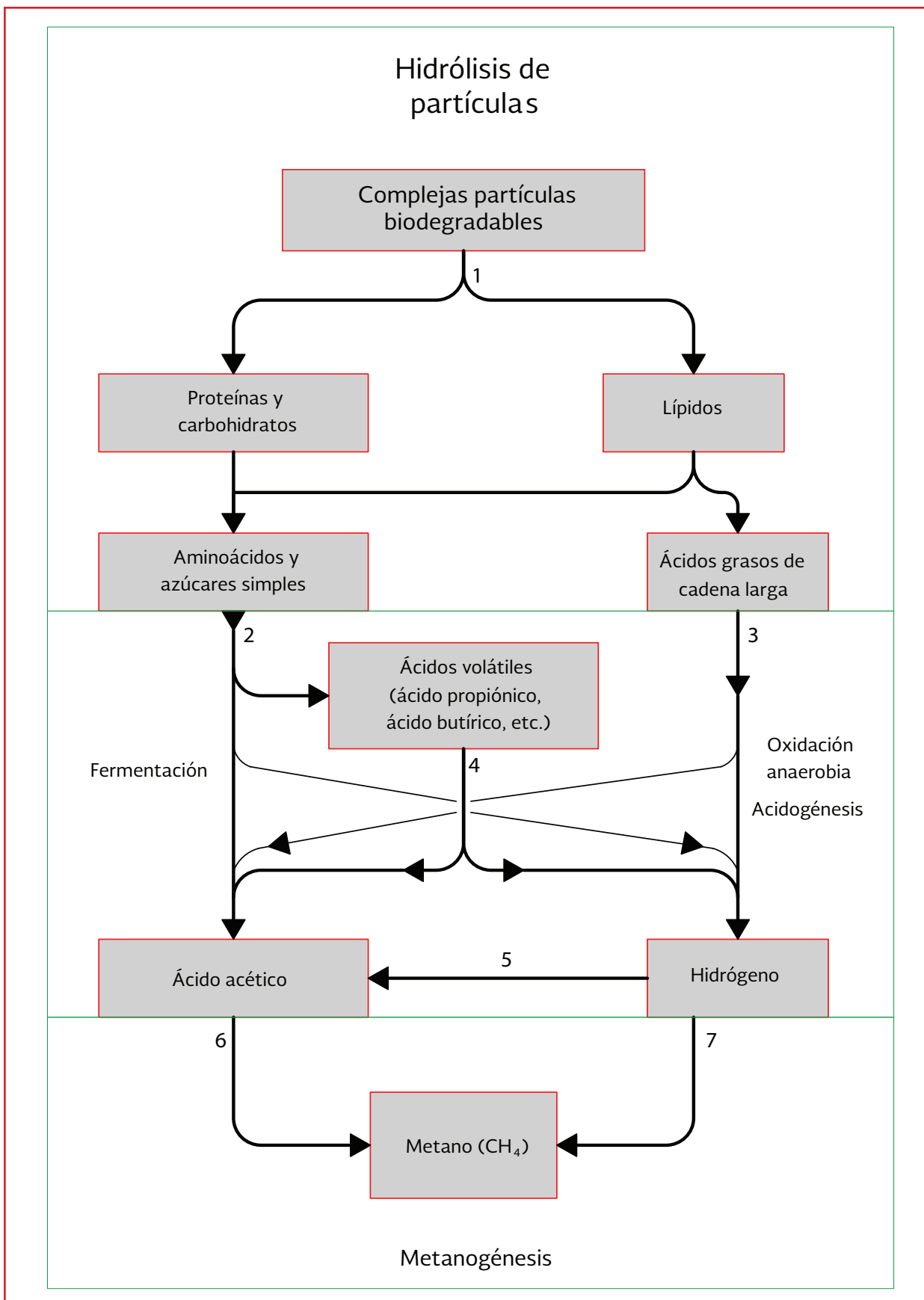
La demanda química de oxígeno (DQO) es una medida de los electrones disponibles en un compuesto orgánico, expresado en términos de la cantidad de oxígeno requerida para aceptarlos cuando el compuesto está completamente oxidado como dióxido de carbono y agua. Una mol de metano requiere dos moles de oxígeno para oxidarse a dióxido de carbono y agua. En consecuencia, cada 16 gr de metano producido y perdido a la atmósfera, corresponde a la remoción de 64 gramos de DQO del líquido. A temperatura y presión estándar esto corresponde a 0.34 m^3 de metano por cada kg de DQO estabilizada (Grady 2011).

Tiempo de retención de sólidos en procesos anaerobios

El tiempo de retención de sólidos (TRS) es un parámetro fundamental en el diseño y operación de los procesos anaerobios. El TRS está definido como el período de tiempo promedio durante el cual el lodo (sólidos) se mantiene dentro del sistema (Metcalf & Eddy, 2014). Para sustratos solubles el TRS puede estar determinado dividiendo la masa de sólidos en el reactor (M) por la masa de sólidos removidos diariamente (M/d). En general, se necesitan valores de TRS mayores a 20 d para los procesos anaerobios a 30°C para obtener un tratamiento eficaz.

Las reacciones que ocurren durante el proceso de degradación anaerobia, es decir, hidrólisis, fermentación y metanogénesis, están relacionadas directamente con el tiempo de retención de sólidos. Un incremento o disminución en el TRS resulta en un incremento o disminución en el tiempo de cada reacción, ya que cada reacción requiere un TRS mínimo. Si el TRS es menor al TRS mínimo, las bacterias no pueden crecer rápidamente y el proceso anaerobio puede fallar.

Ilustración 1.1 Etapas de degradación de compuestos complejos en el proceso anaerobio (Grady, 2011)



En la Ilustración 1.2 se indican los rangos de TRS sobre los cuales ocurren las conversiones bioquímicas en los sistemas anaerobios a 35 grados centígrados. Para temperaturas menores se requieren TRS mayores.

La hidrólisis de carbohidratos y proteínas particuladas producen azúcares simples y aminoácidos como una reacción relativamente rápida, la cual se lleva a cabo completamente en un TRS de tres días aproximadamente. Por el contrario, la hidrólisis de lípidos para formar ácidos grasos de cadena larga y otros productos solubles es una reacción mucho más lenta que no ocurre generalmente para valores menores a seis días de tiempo de retención de sólidos. Una diferencia significativa también existe para varias reacciones acidogénicas que convierten los productos de la hidrólisis en ácido acético e hidrógeno. La fermentación de aminoácidos y azúcares simples ocurre muy rápidamente y generalmente no será limitante de la velocidad. A diferencia de la oxidación anaerobia de ácidos grasos a ácido acético e hidrógeno es mucho más lenta. La oxidación de ácido propiónico es particularmente lenta en comparación a las otras oxidaciones anaerobias.

Varias reacciones metanogénicas son posibles dependiendo del tiempo de retención de sólidos. Los metanógenos oxidadores de hidrógeno pueden crecer rápidamente, una población completa de estos microorganismos se desarrolla en TRS superiores a 1.5 días. Por el contrario, los metanógenos acetoclásticos crecen más lentamente y existen diferencias significativas en la tasa máxima de crecimiento específico de los principales tipos. *Methanosarcina* crece relativamente rápido, una población completa se desarrolla en TRS superiores a cinco días. Por el contrario, *Methanosaeta* crece lentamente y no se desarrolla en TRS menores a 12 días.

A continuación se enlistan algunas observaciones importantes de las características de crecimiento relativo de algunos microorganismos anaerobios. (Grady, 2011)

1. Un TRS relativamente corto debe mantenerse en el proceso anaerobio para alcanzar la acidogénesis sin metanogénesis significativa. La hidrólisis de carbohidratos y proteínas se lleva a cabo generalmente en un TRS de tres días y los azúcares simples y aminoácidos producidos se convierten a ácido acético, otros ácidos volátiles e hidrógeno. Los metanógenos oxidadores de hidrógeno son capaces de crecer en estos TRS, por lo que la mayor parte del hidrógeno producido será convertido en metano. Los ácidos volátiles se acumularán bajo estas condiciones porque se requieren TRS más largos para el crecimiento de bacterias acetogénicas que los convierten a ácido acético e hidrógeno por oxidación anaerobia. Se debe mantener un TRS menor a tres días para prevenir el crecimiento de *Methanosarcina*, la cual puede convertir el ácido acético a metano y dióxido de carbono. TRS tan cortos no son suficientes para la hidrólisis de lípidos, por lo que éstos permanecen sin reaccionar
2. El tratamiento anaerobio de un agua residual que contiene carbohidratos y proteínas para la producción de metano puede realizarse en TRS de ocho días. A este TRS, los carbohidratos y proteínas pueden ser hidrolizadas, los productos de la hidrólisis pueden ser convertidos por fermentación y oxidación anaerobia en ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno y, el ácido acético y el

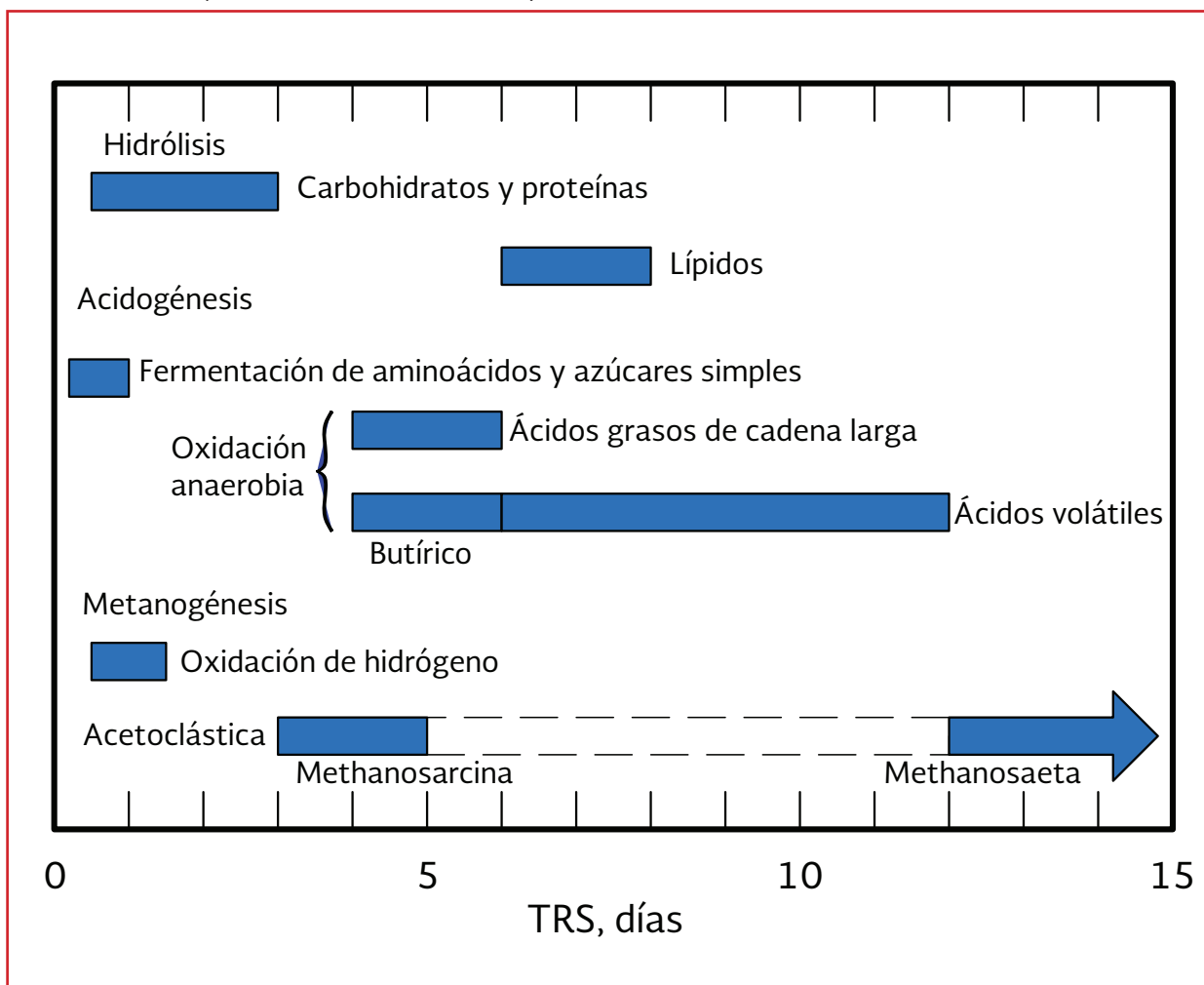
hidrógeno pueden ser utilizados para la producción de metano. En efecto, puede ocurrir una producción significativa de metano a valores entre cinco y seis días, sin embargo, se pueden acumular cantidades significativas de ácido propiónico, ya que éste TRS es muy corto para permitir el crecimiento de bacterias que oxidan anaeróbicamente el ácido propiónico a ácido acético e hidrógeno

3. Valores superiores a ocho días para el tiempo de retención de sólidos pueden ser necesarios para estabilizar aguas residuales que contengan cantidades significativas de lípidos, tales como lodos

primarios provenientes de sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas. Generalmente se especifica un TRS mínimo de diez días para asegurar la degradación completa y confiable de lípidos en biorreactores anaerobios

El funcionamiento de biorreactores anaerobios se ve afectado por muchos factores además del TRS tales como la temperatura, el pH y la presencia de materiales tóxicos. Sin embargo, los sistemas anaerobios han demostrado su capacidad para degradar materiales xenobióticos a TRS relativamente largos. (Grady, 2011).

Ilustración 1.2 Tiempo de retención de sólidos (Grady, 2011)





2

REACTORES ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE

A continuación se presentan algunos antecedentes relevantes del reactor anaerobio de flujo ascendente:

1. Fue desarrollado en la década de los setentas por el Dr. Gatzke Lettinga y su grupo de la Universidad de Wageningen en Holanda
2. Es el sistema anaerobio de alta tasa más utilizado para el tratamiento de agua residual
3. Todas las plantas de tratamiento de agua residual municipal con un RAFA a escala real operan en condiciones tropicales o subtropicales, mientras que las que tratan agua residual industrial (con mayor carga) también operan en climas de moderados a fríos

Un reactor anaerobio de flujo ascendente es un reactor biológico anaerobio con una sección de sedimentación. La operación de un RAFA como un dispositivo de sedimentación es igualmente importante que como un reactor biológico, especialmente en el tratamiento de agua residual doméstica.

En un RAFA ver Ilustración 2.1, la alimentación del agua residual se lleva a cabo en la parte superior del reactor (tanque) ver Ilustración 2.2

en donde se encuentran una serie de orificios por donde el afluente entra y desciende hacia el fondo del tanque por un sistema de tuberías. El afluente asciende entrando en contacto con un manto de lodos (microorganismos anaerobios), que llevan a cabo la degradación de compuestos complejos mediante una serie de etapas (hidrólisis, acidogénesis y metanogénesis). El biogás, el lodo y el líquido tratado ascienden a la parte superior del reactor, en donde entran en contacto con deflectores que permiten la separación del biogás y la sedimentación del lodo (ver Ilustración 2.2). El biogás es capturado en la campana de recolección que se encuentra en la parte superior del reactor. El líquido tratado (efluente) sale por la parte superior.

Los procesos físicos que ocurren en el RAFA son complicados. Sin la producción de biogás, el reactor funcionaría como un tanque de sedimentación de flujo ascendente. Sin embargo, existen varias diferencias entre un RAFA y un tanque de sedimentación, ya que en el primero existe un consorcio microbiano (bacterias) que altera las características de los sólidos. Las partículas (materia orgánica) se hidrolizan y las bacterias crecen utilizando los subproductos producidos, por lo tanto, las características de sedimentación de los sólidos se modifican. Durante la conversión bacteriana se lleva a cabo

Ilustración 2.1 Esquema interno de un reactor anaerobio de flujo ascendente (Chernicharo C., 2007)

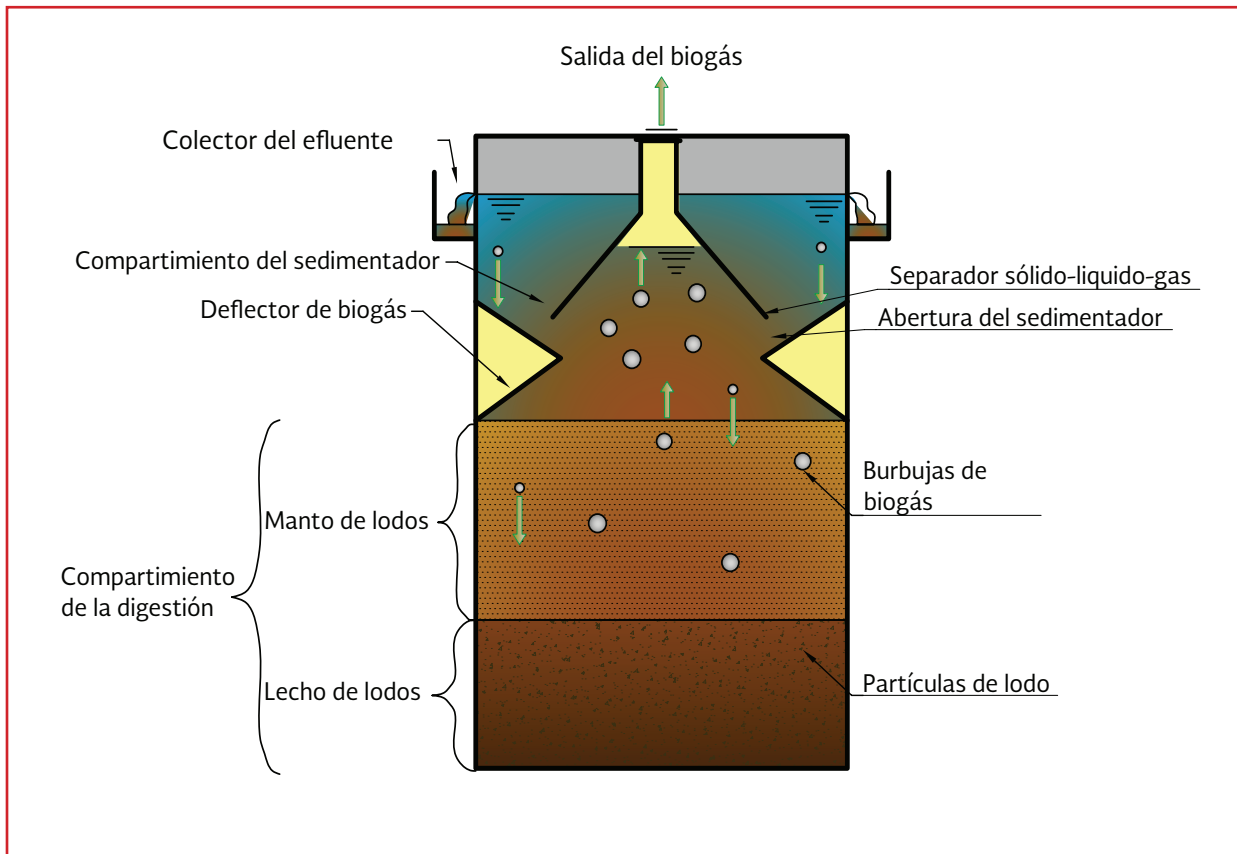
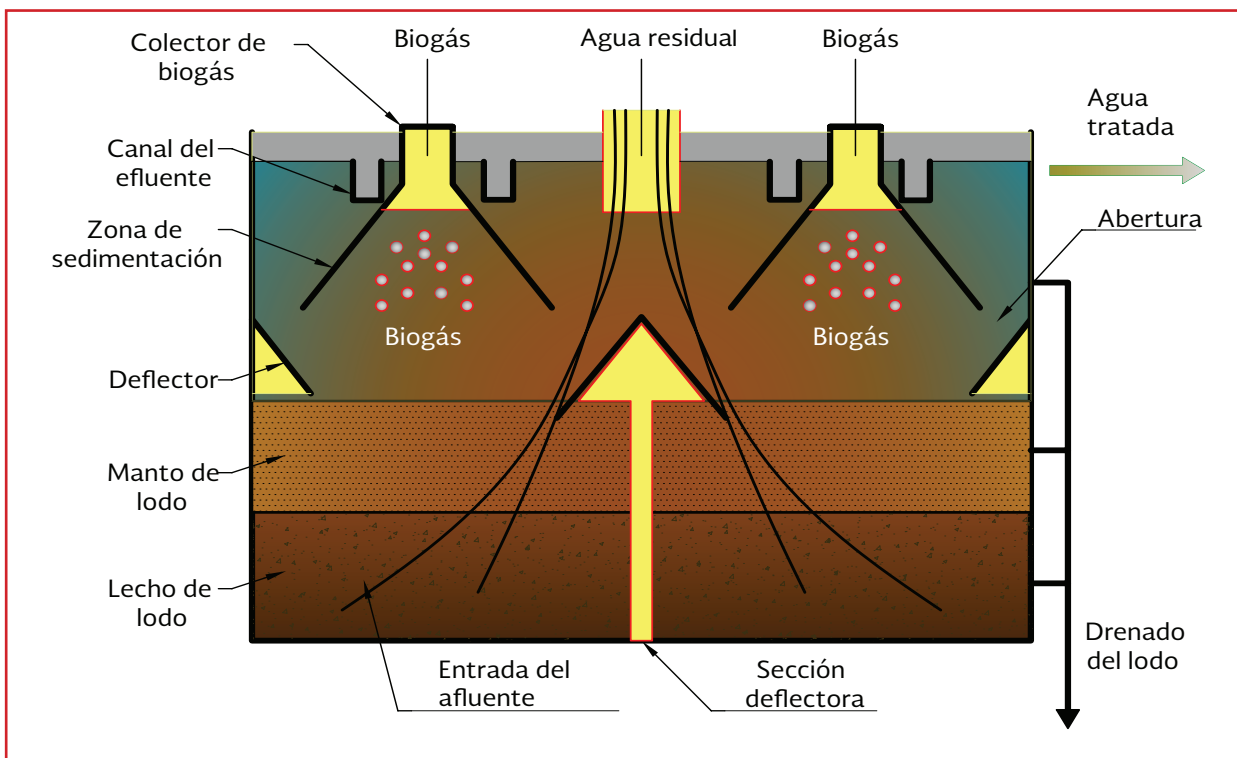


Ilustración 2.2 Esquema de un RAFA en donde se puede observar la entrada de la alimentación del agua residual (van Lier, et al., 2010)



la producción de biogás, lo que incrementa la turbulencia en el compartimento del reactor. Por otra parte, las burbujas de biogás tienden a adherirse a las partículas de lodo, lo que provoca que éstas asciendan. La separación del biogás de las partículas de lodo puede darse en el ascenso de las burbujas o en la interfase entre el biogás y el líquido en el colector de gas. Si el biogás no se libera a tiempo de las partículas de lodo, o si las burbujas son demasiado pequeñas para soportar la velocidad de flujo ascendente, las burbujas de biogás entrarán al compartimento de sedimentación.

Van Haandel & van der Lubbe, (2007) mencionan que el dispositivo más característico de un RAFA es el separador de fases, el cual está localizado en la parte superior del reactor y divide al mismo en una parte inferior (zona de digestión) y una parte superior (zona de sedimentación). El agua residual es introducida lo más uniformemente posible en la parte más baja del reactor, pasa a través del lecho de lodo y entra dentro de la zona de sedimentación a través de las aperturas entre los elementos del separador de fases.

Debido a la inclinación de las paredes en el separador de fases, el área disponible para el flujo del líquido en la zona de sedimentación se incrementa a medida que se acerca a la superficie del agua, de modo que la velocidad del flujo ascendente del líquido disminuye ya que el líquido fluye hacia el punto de descarga. Como resultado de la disminución de la velocidad del líquido, los flóculos del lodo son atraídos a la zona de sedimentación lo que permite flocularlos o sedimentarlos. Eventualmente, el peso del lodo acumulado depositado sobre el separador de fases superará la fuerza de fricción que lo mantiene en la superficie inclinada, provocando

que se deslice hacia la zona de digestión para convertirse en parte de la masa del lodo que digiere la materia orgánica del afluente. Así, la presencia de un sedimentador en la parte superior de la zona de digestión permite una elevada concentración de lodos en el RAFA, mientras que el efluente descargado se mantiene esencialmente libre de sólidos suspendidos (van Haandel & van der Lubbe, 2007).

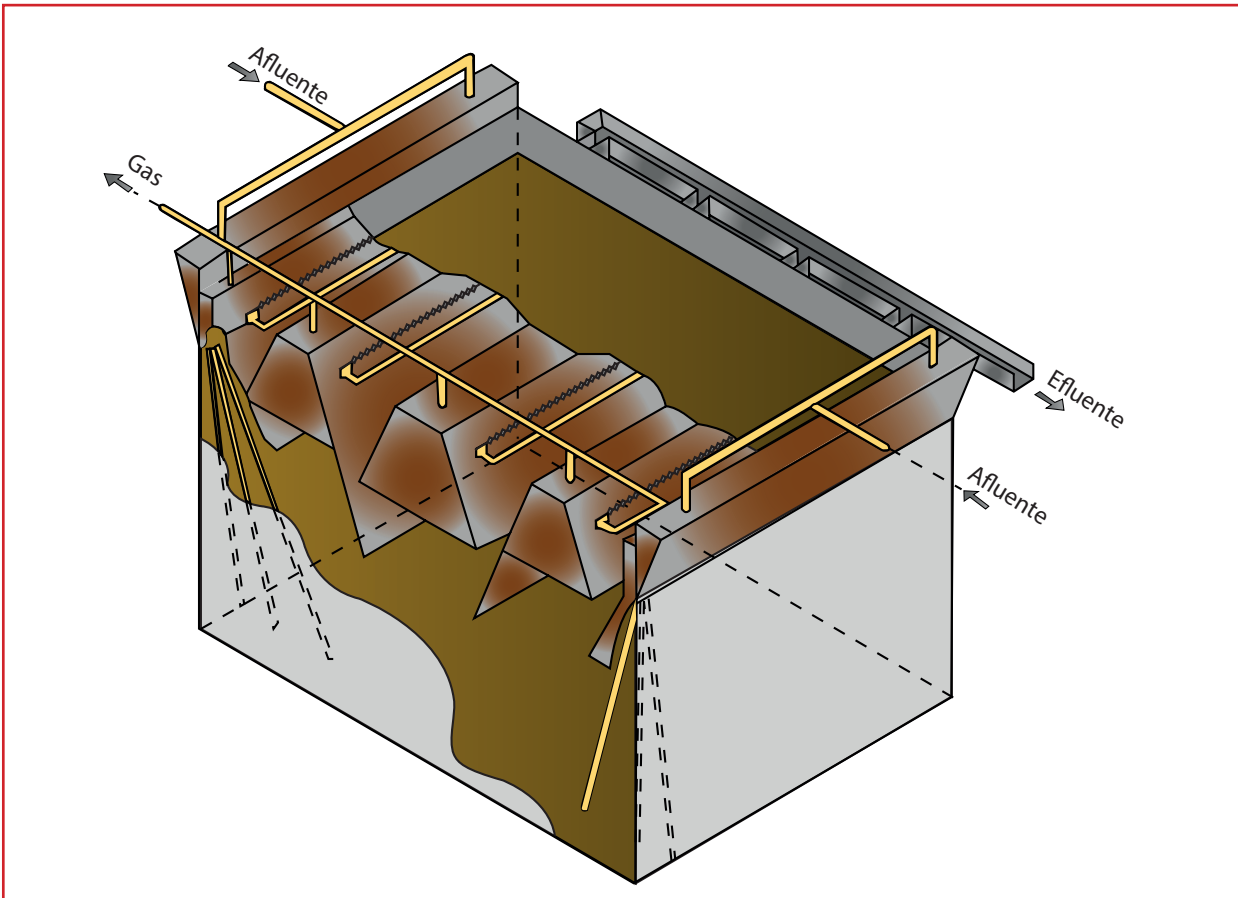
Las burbujas de biogás se elevarán a la interfase líquido-gas bajo el separador de fases. Esta interfase puede estar al mismo nivel que la interfase aire-agua en el sedimentador o a un nivel menor si el sello hidráulico presuriza el biogás. Los flóculos de lodo con burbujas de gas adheridas pueden elevarse a la interfase en el colector de gas, pero sedimentarán cuando las burbujas de gas hayan sido liberadas a la fase gaseosa. Los deflectores, colocados debajo de las aperturas de las unidades de colector de gas, funcionan como deflectores de gas y previenen que las burbujas de biogás entren a la zona de sedimentación, lo cual puede crear turbulencia e interferir con la sedimentación de partículas de lodo (van Haandel & van der Lubbe, 2007).

La geometría de un RAFA, puede corresponder a un tanque circular (Ilustración 2.3) o a un tanque rectangular (ver Ilustración 2.4) que puede estar completamente tapado y por lo que en este caso sólo se podrá observar los tubos de recolección de biogás. En otros casos se podrá observar en la zona superior del reactor, el sedimentador, los vertedores y el sistema de recolección de gas. El recolector de biogás puede encontrarse, ya sea entre dos unidades de sedimentación o sobre el borde del sedimentador. En la Ilustración 2.4 se puede observar los tubos de alimentación hacia el fondo del reactor, las campanas de recolección del biogás, la tubería

Ilustración 2.3 RAFA en forma de tanque circular



Ilustración 2.4 Reactor anaerobio de flujo ascendente rectangular



de conducción del biogás, los sedimentadores, la estructura de salida del reactor anaerobio de flujo ascendente.

Balance de DQO en reactores anaerobios de flujo ascendente

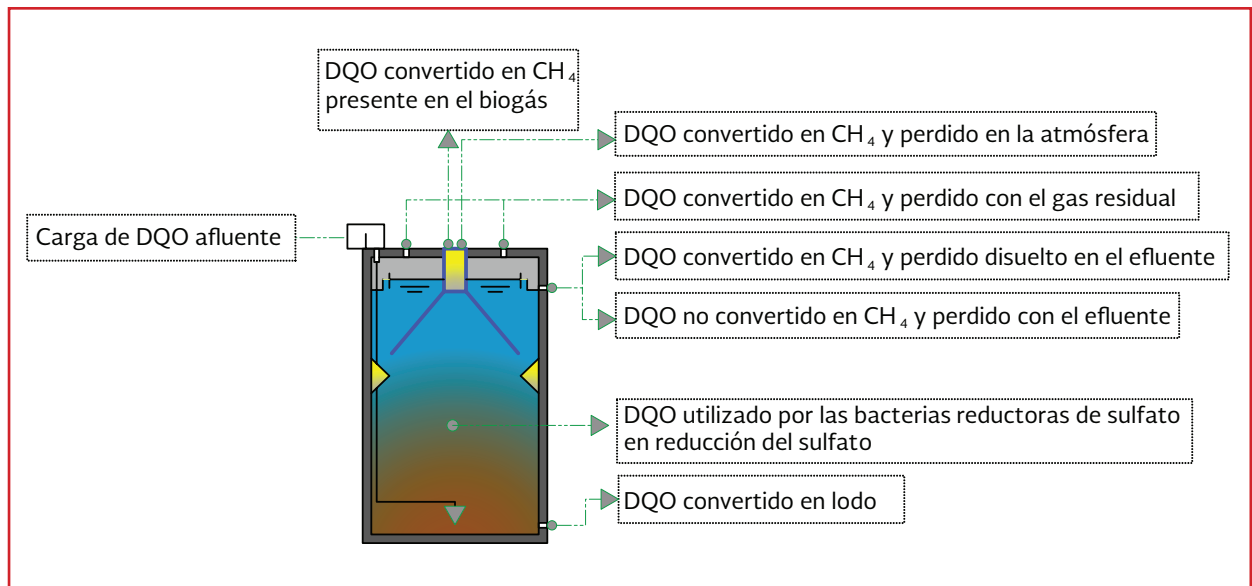
En Lobato *et al.*, (2012) se menciona que:

- El balance de masa con base en la DQO para estimar la recuperación de metano y energía en reactores anaerobios usualmente no considera la fracción de DQO utilizada en la reducción de sulfatos ni la fracción perdida como metano disuelto en el efluente o emitido a la atmósfera
- La fracción de DQO utilizada en la reducción de sulfatos es pequeña debido a la baja concentración de sulfatos que comúnmente se encuentra en el rango de 20 a 100 mg (SO₄)₂ L⁻¹, en el agua residual doméstica
- En relación a la DQO convertida a

metano, una fracción significativa puede estar disuelta en la fase líquida y ser perdida en el efluente final

- Las pérdidas de metano pueden ocurrir debido a emisiones en la superficie de la zona de sedimentación del reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA)
- Un modelo de balance de masas de DQO (Ilustración 2.5) debe incorporar todas las rutas principales de conversión y pérdida, las cuales son: la fracción utilizada en la reducción de sulfatos; la fracción convertida en lodo, la cual puede ser subdividida en la fracción remanente en el reactor y la fracción que se pierde en el efluente; la fracción disuelta no convertida en metano y descargada con el efluente; la fracción convertida en metano que es recuperada en el biogás (la cual puede ser usada como fuente de energía); así como también la fracción convertida en metano que escapa disuelta en el efluente o como gas residual (pérdidas)

Ilustración 2.5 Rutas de conversión de DQO y flujo de metano en un RAFA (Lobato, *et al.*, 2012)



2.1. ARRANQUE Y ESTABILIZACIÓN

El arranque de los sistemas anaerobios consiste en hacer ingresar el agua residual al sistema y procurar mantener condiciones idóneas para el desarrollo de la biomasa anaerobia (Noyola, 1994). El arranque de reactores anaerobios puede estar definido como el período transitorio inicial, marcado por inestabilidades operacionales, el cual puede lograrse de tres formas distintas:

- Utilizando inóculo adaptado al agua residual a tratar (forma rápida)
- Utilizando inóculo no adaptado al agua residual a tratar (período de aclimatación)
- Sin la utilización de inóculo (de 4 a 6 meses)

Monroy, (1992) menciona que para que un reactor anaerobio sea estable es necesario que exista un ambiente que permita la mejor actividad de la biomasa y que el tiempo de retención de sólidos sea adecuado. La estabilización en un tratamiento anaerobio está directamente relacionada con la producción de metano (medida) y esta debe ser similar a la producción de metano, calculada a partir de la materia orgánica removida (McCarty, 1964).

La problemática del arranque de un reactor anaerobio consiste en mantener las condiciones adecuadas para el crecimiento de la biomasa siendo los nutrientes necesarios los más importantes para el crecimiento de la biomasa. Esto último puede variar mucho dependiendo del origen del agua y en el caso de las aguas residuales domésticas, aunque los valores de los diferentes componentes se encuentran balanceados, normalmente la concentración

de éstos es muy baja, particularmente para el desarrollo de la biomasa anaerobia por lo que el crecimiento resulta excesivamente lento produciendo un arranque muy prolongado (Pacheco & Magaña, 2003).

Desde que se inicia el arranque hasta que se considera alcanzada la estabilidad del proceso, lo más importante es la retención de biomasa viable dentro del reactor y su posterior acumulación, aspecto que tiene mucho que ver con la formación de gránulos o pellets con tamaños ideales entre 1 y 3 mm de diámetro. La formación de estos gránulos es una característica que distingue a los sistemas de fermentación metanogénica de flujo ascendente de otros sistemas anaerobios (Noyola, 1994).

La duración del arranque depende de parámetros biológicos, químicos y físicos. El arranque está influenciado por la concentración y composición de las aguas residuales, el volumen, la actividad y la adaptación del inóculo, condiciones ambientales, parámetros de operación y por último la configuración del reactor.

La puesta en marcha de los reactores anaerobios se determina por el período transitorio inicial, marcado por las inestabilidades de funcionamiento. El arranque puede ser básicamente alcanzado en tres diferentes formas (Chernicharo C. , 2007):

1. Mediante el uso de inóculo (lodo adaptado para el agua residual a tratar): la puesta en marcha del sistema se produce rápido, de una manera satisfactoria, ya que no hay necesidad de aclimatación de los lodos
2. Utilizando lodos no adaptados a las aguas residuales a tratar: en este caso, la puesta en marcha del sistema pasa a

través de un periodo de aclimatación, incluyendo una fase de selección microbiana

3. Sin uso de inóculo: la puesta en marcha requiere de un tiempo largo (de 4 a 6 meses), dependiendo del contenido de microorganismos de las aguas residuales a tratar, que generalmente es muy pequeña

En el arranque y la operación de los reactores anaerobios de flujo ascendente y de los filtros anaerobios en (Chernicharo C. , 2007) se mencionan los siguientes elementos:

- El funcionamiento adecuado de los procesos anaerobios requiere del seguimiento de la concentración y actividad de la biomasa, del mezclado y del régimen de flujo en el reactor, teniendo en cuenta que todos los factores ambientales (temperatura, pH, alcalinidad, etc.) estén dentro del rango óptimo
- Los objetivos más comunes que se deben alcanzar en el funcionamiento de los procesos anaeróbicos de alta velocidad son el control del tiempo de retención de sólidos (independientemente del tiempo de retención hidráulica), la prevención contra la acumulación de sólidos inertes en suspensión en el reactor y el desarrollo de favorables condiciones para la transferencia de masa. Éstos objetivos se logran por lo general, cuando los reactores están bien diseñados, construidos, y cuando se toman en cuenta los procedimientos adecuados durante la puesta en marcha y el funcionamiento del sistema
- La remoción adecuada de las grasas contenidas en las aguas residuales debe

ser realizada antes de ser alimentada a un reactor anaerobio de flujo ascendente. Los problemas operacionales resultado de la no remoción de grasas (o remoción inadecuada) pueden afectar grandemente el funcionamiento del proceso, ya que estos materiales pueden permitir la acumulación excesiva de espuma en el interior de los colectores de gas, lo que dificulta la liberación de gases, requiriendo dispositivos especiales para su eliminación periódica

- Aunque la instalación de una unidad de eliminación de la grasa de las aguas residuales antes de alimentar a los RAFA no es una práctica habitual, los problemas operativos que se han producido en las unidades ya instaladas han llamado la atención de los diseñadores hacia la inclusión de esta unidad en el diseño de nuevas plantas de tratamiento (Chernicharo C. , 2007)
- La remoción de sólidos gruesos antes de un RAFA es esencial, los problemas operacionales se han generado por la no remoción (o inadecuada remoción) de los sólidos gruesos lo que puede afectar toda la operación del sistema de tratamiento, uno de estos materiales puede afectar adversamente la distribución del afluente del agua residual en el fondo del reactor, generar y acumular lodo con características pobres, con baja actividad y difíciles de remover
- La preocupación por la entrada excesiva de sólidos de grandes dimensiones en los reactores RAFA es tan alta que muchos de los nuevos diseños han considerado la instalación de tamices con aberturas de 1 a 5 mm, para reducir la mayor parte de los problemas operativos que resulten de la entrada de sólidos en el reactor

2.1.1 CONSIDERACIONES Y CRITERIOS

Volumen del inóculo

El volumen de inóculo alimentado para el arranque del sistema es generalmente establecido como una función de la tasa inicial de carga biológica aplicada al sistema de tratamiento. La tasa de carga biológica (kg DQO/kg SV d) es el parámetro que caracteriza la carga orgánica aplicada para el sistema en relación a la cantidad de biomasa presente en el reactor, la cual depende del tipo de inóculo empleado y su aclimatación a el agua residual que será tratada.

La carga biológica para la puesta en marcha puede ser establecida por medio de la prueba de la actividad metanogénica específica del lodo (AME). En caso de no ser posible realizar la prueba AME, durante la puesta en marcha del proceso se utilizan las cargas biológicas en el intervalo desde 0.10 hasta 0.50 kg DQO/kg SV d, en relación a las actividades metanogénicas específicas entre 0.10 y 0.50 kg DQO-CH₄/kg SV d, se utilizan durante la puesta en marcha del proceso. La carga inicial deberá ser gradualmente incrementada de acuerdo a la eficiencia del sistema y el incremento de la actividad de la biomasa (Chernicharo C., 2007).

Carga hidráulica volumétrica

La carga hidráulica volumétrica (expresada en la Ecuación 2.1) es el gasto del agua residual alimentada diariamente al reactor, dividido entre el volumen efectivo del reactor.

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad \text{Ecuación 2.1}$$

Dónde:

CHV = Carga hidráulica volumétrica
(m³ m⁻³ d⁻¹)

Q = Gasto (m³ d⁻¹)

V = Volumen total del reactor (m³)

La carga hidráulica volumétrica produce al menos tres diferentes efectos sobre la biomasa del reactor durante el arranque del sistema:

- La carga hidráulica elimina toda la biomasa con características pobres de sedimentación, creando así espacio para la nueva biomasa que está creciendo
- Con la remoción de la nueva biomasa la cual no tiene buena sedimentabilidad, se realiza una selección de la biomasa activa
- La tasa hidráulica tiene una fuerte influencia sobre las características del mezclado del reactor, principalmente durante el arranque del proceso

Producción de biogás

La producción de biogás es muy importante en este tipo de reactores para un buen mezclado de la cama de lodos. Sin embargo muy altas tasas de producción de biogás pueden afectar adversamente el arranque del reactor, y perderse junto con el efluente.

Temperatura

La temperatura ideal de operación para los reactores anaerobios se encuentra en el rango de 30 a 35 °C, donde el crecimiento de la mayoría de los microorganismos se considera el mejor. En el caso del tratamiento de aguas residuales domésticas, este rango de

temperatura es difícilmente alcanzado, una de las temperaturas promedio del afluente de las aguas residuales en regiones de climas cálidos generalmente se encuentra en el rango de 20 a 28 grados centígrados. Bajo estas condiciones de temperatura, los reactores inician su operación más fácilmente con la inoculación de suficientes cantidades de lodo anaerobio, preferentemente aclimatado al tipo de desecho.

Factores ambientales

Para un óptimo arranque del sistema, es deseable que los factores ambientales sean favorables, de acuerdo con los siguientes puntos:

- Siempre que sea posible, la temperatura del reactor debería ser cercana al rango ideal de crecimiento de los microorganismos anaerobios (30 a 35 °C). En el caso de aguas residuales domésticas estas temperaturas no son fácilmente alcanzadas, lo que hace que la puesta en marcha del sistema en las condiciones ideales de temperatura sea prácticamente imposible
- El pH deberá ser mantenido por encima de 6.2, en el rango de 6.8 a 7.2 preferentemente
- Todos los factores de crecimiento (N, P, S y micronutrientes) deberán estar presentes en suficientes cantidades.
- Los compuestos tóxicos deberán estar ausentes en concentraciones de inhibición. De otra manera, deberá ser proporcionado suficiente tiempo para la aclimatación de los microorganismos.

Aclimatación y selección de la biomasa.

El primer arranque de un reactor anaerobio es relativamente un proceso delicado. En el caso del RAFA, es esencial la continua remoción de la fracción más ligera del lodo. Una guía para la aclimatación y selección de biomasa en RAFAs presentada en (Chernicharo C. , 2007) citando a (Lettinga, *et al.*, 1983) se describe a continuación:

- No retornar al reactor el lodo dispersado perdido en el efluente
- Incrementar la carga orgánica progresivamente, siempre que la remoción de DBO o DQO alcance eficiencias al menos de 60 por ciento
- En el caso de aguas residuales domésticas mantener las concentraciones de ácido acético por debajo de 200 a 300 mg L⁻¹
- Proveer la alcalinidad necesaria para el sistema, para mantener un pH cerca de siete

Caracterización del inóculo

El inóculo deberá ser caracterizado cualitativamente y cuantitativamente, incluyendo los parámetros de: color, aspecto, pH, alcalinidad, ácidos grasos volátiles (AGV), sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y actividad metanógena.

Caracterización de las aguas residuales

En el arranque del reactor anaerobio, se requiere de una caracterización cuantitativa del agua residual.

Estimación del volumen del inóculo necesario para el arranque del reactor

Basado en los resultados de la caracterización del lodo y del agua residual a tratar, el volumen necesario para el arranque del reactor puede ser estimado (Chernicharo C. , 2007).

Ejemplo 2.1

Estimar la cantidad de lodo necesaria para la inoculación de un reactor RAFA, a partir de los datos:

Datos:

- Gasto promedio del afluente:
 $Q_{av}=864 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$
- Concentración promedio de las aguas residuales: $S_o = 492 \text{ mg DQO L}^{-1}$
- Concentración promedio de sólidos volátiles en el inóculo (C_s):
 $C_s=30\,000 \text{ mg SV L}^{-1}$ (3%)
- Densidad del inóculo: $Y = 1\,020 \text{ kg m}^{-3}$
- Volumen del reactor: $V= 288 \text{ m}^3$
- Velocidad de carga biológica adoptada durante la puesta en marcha del reactor:
 $L_s = 0.3 \text{ kg DQO (kg SV d)}^{-1}$

Desarrollo del ejemplo:

- Carga orgánica aplicada (L_o):
 $L_o = (Q_{av}) (S_o) = (864 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}) (0.492 \text{ kg DQO m}^{-3})$
 $L_o = 425 \text{ kg DQO d}^{-1}$
- Masa de inóculo requerida (M_s):
 $M_s = L_o / L_s = (425 \text{ kg DQO d}^{-1}) / (0.3 \text{ kg DQO (kg SV d)}^{-1})$
 $M_s = 1\,417 \text{ kg SV}$
- Volumen de inóculo calculado (V_s):
- $V_s = M_s / (Y) (C_s)$
- $V_s = (1\,417 \text{ kg SV}) / ((1\,020 \text{ kg m}^{-3}) (0.03))$
- $V_s = 46 \text{ m}^3$

La Ilustración 2.6 muestra algunas alternativas para la inoculación y la puesta en marcha de un reactor anaerobio para tratar un gasto de $3000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, tomando en consideración la aplicación de diferentes porcentajes de gasto del afluente, en función de las concentraciones de sólidos volátiles en el lodo.

En la Ilustración 2.6, el porcentaje de gasto aplicado se refiere al gasto promedio del afluente (por ejemplo: 50 por ciento se refiere a la aplicación de un gasto del afluente igual a $1\,500 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$). La ilustración presenta posibles alternativas para determinar el volumen de inóculo en función del gasto del afluente y del contenido de sólidos volátiles en el inóculo, por ejemplo:

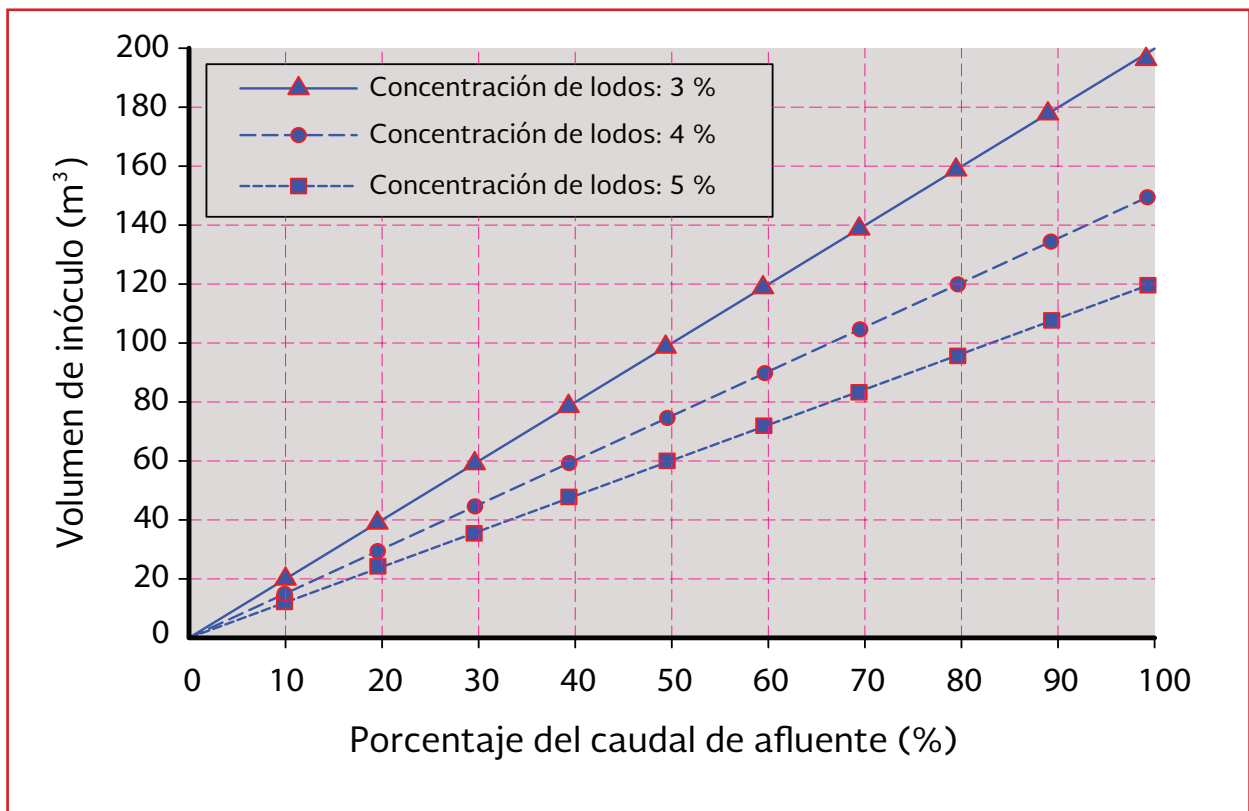
- Para la aplicación del 100 por ciento del gasto del afluente, teniendo en cuenta un lodo (inóculo) con una concentración de sólidos volátiles igual a 3 por ciento, es necesario un volumen de inóculo igual a aproximadamente 200 metros cúbicos
- Para la aplicación del 50 por ciento del gasto del afluente, teniendo en cuenta un lodo con una concentración de sólidos volátiles igual a 5 por ciento, es necesario un volumen de inóculo a aproximadamente de 60 metros cúbicos

Como se puede observar a mayor concentración de SV en el inóculo se requerirá menor cantidad del mismo para el arranque.

2.1.2 PROCEDIMIENTO

En Chernicharo C., (2007) se menciona el procedimiento siguiente:

Ilustración 2.6 Volúmenes de inóculo necesario para el arranque de un RAFA para un gasto de 3 000 metros cúbicos por día (Chernicharo C., 2007)



Inoculación del reactor

La inoculación puede realizarse con el reactor lleno o vacío, aunque es preferible que la inoculación se realice con el reactor vacío, con el objetivo de reducir las pérdidas de lodos durante el proceso de transferencia.

Procedimiento en el caso de que el reactor este vacío:

- Transferir el inóculo al reactor, asegurando que se descargue en la parte inferior del reactor, evitando que se genere turbulencia y el contacto excesivo con el aire
- Dejar el lodo en reposo durante un período aproximado de 12 a 24 horas, para permitir su adaptación gradual a la temperatura local

Alimentación del reactor con aguas residuales

- Después del final del período de descanso, comenzar la alimentación del reactor con agua residual, hasta que alcance aproximadamente la mitad de su volumen útil
- Dejar el reactor sin alimentar durante un período de 24 horas. Al final de este período, y antes de comenzar la siguiente alimentación, recolectar muestras del sobrenadante del reactor y analizar los siguientes parámetros: Temperatura, pH, alcalinidad, ácidos volátiles y DQO. Si estos parámetros están dentro de los rangos aceptables, se puede continuar el proceso de alimentación. Los valores aceptables de pH: 6.8 y 7.4 y ácidos volátiles por debajo de 200 mg L⁻¹ (como ácido acético)

- Continúe el proceso de llenado del reactor, hasta alcanzar su volumen total
- Deje el reactor otra vez sin alimentar por un periodo de 24 horas. Al fin de este periodo, recolecte nuevas muestras para análisis y proceda como anteriormente se mencionó
- Si los parámetros analizados están dentro de los rangos establecidos, se puede alimentar el reactor en forma continua, de acuerdo con la cantidad de inóculo y el porcentaje de flujo para ser aplicado
- Implementar y desarrollar un monitoreo de rutina del proceso de tratamiento
- Incrementar el caudal del afluente en forma gradual, inicialmente cada 15 días, de acuerdo a la respuesta del sistema. Este intervalo puede ser incrementado o reducido, dependiendo de los resultados obtenidos

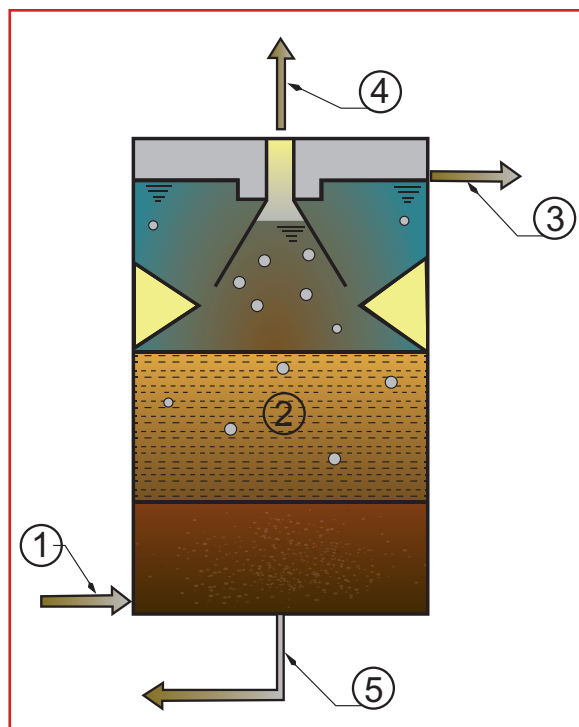
Monitoreo del proceso de tratamiento

Para el monitoreo del proceso de tratamiento, la rutina de recolección de la muestra y los parámetros fisicoquímicos a ser analizados deberán ser definidos durante el periodo de arranque. Un ejemplo de un programa de monitoreo que ha sido adoptado en el arranque de un reactor RAFA se presenta en la Tabla 2.1, la Ilustración 2.7 presenta la ubicación de los puntos de muestreo en un reactor anaerobio de flujo ascendente.

Arranque sin inóculo

Es esencial entender que el objetivo principal del arranque es acumular tan rápidamente como sea posible un adecuado manto de lodos.

Ilustración 2.7 Puntos de muestreo en un RAFA



En (Malina & Pohland, 1992) se reporta el caso de estudio del comportamiento del RAFA de Cali, Colombia durante y después de su arranque. En donde se menciona lo siguiente:

- El reactor fue arrancado casi sin inóculo, sólo con la biomasa activa presente en el agua residual y por la biomasa que se desarrolló dentro del reactor, iniciando su operación a TRH de 25 horas. En una segunda fase de la investigación en presencia de un manto de lodos poco profundo, se menciona que el proceso pudo ser arrancado en pocas semanas con un TRH de 6 horas
- Aunque la eficiencia de remoción de DQO fue moderada durante las fases iniciales, particularmente con respecto a la remoción de la fracción de DQO soluble, ésta aumenta gradualmente al mismo tiempo que se incrementa el manto de lodos y la acumulación de microorganismos metanógenos en el lodo

Tabla 2.1 Programa de monitoreo de un RAFA durante el periodo de arranque (Chernicharo C., 2007)

		Puntos de control y frecuencia ⁽¹⁾				
Parámetro	Unidad	1	2	3	4	5
Eficiencia del tratamiento						
Sólidos sedimentables	mL L ⁻¹	Diario	-	Diario	-	-
Sólidos Suspendedos Totales (SST) y Sólidos Suspendedos Volátiles (SSV)	mg L ⁻¹	3 por semana	-	3 por semana	-	-
DQO Total	mg L ⁻¹	3 por semana	-	3 por semana	-	-
DBO Total	mg L ⁻¹	Semanal	-	Semanal	-	-
Producción de biogás	m³d ⁻¹	-	-	-	Diario	-
Estabilidad operacional						
Temperatura	°C	Diario	Diario	Diario	-	-
pH		Diario	Diario	Diario	-	-
Alcalinidad de bicarbonato	mg L ⁻¹	3 x semana	-	3 x semana	-	-
Ácidos grasos volátiles	mg L ⁻¹	3 x semana	-	3 x semana	-	-
Composición del biogás	%CO ₂	-	-	-	Semanal	-
Cantidad y calidad de lodos						
Sólidos totales ⁽²⁾	mg L ⁻¹	-	-	-	-	Mensual
Sólidos volátiles totales ⁽²⁾	mg L ⁻¹	-	-	-	-	Mensual
Actividad metanogénica específica	gDQO g ⁻¹ Svd ⁻¹	-	-	-	-	2 por mes
Estabilidad de los lodos	gDQO g ⁻¹ Svd ⁻¹	-	-	-	-	Mensual
Índice volumétrico de lodos (diluido)	mL g ⁻¹	-	-	-	-	Mensual

Notas:

(1) El análisis de frecuencia se puede reducir durante la puesta en marcha del proceso, de acuerdo con los resultados obtenidos.

(2) Los sólidos totales deben ser analizados en varios puntos a lo largo de la altura de la cama y manto de lodos (3 a 6 puntos, dependiendo de las llaves de muestreo en el reactor), para obtener el perfil y la masa de sólidos en el interior del reactor.

- Durante las fases iniciales, la remoción de DQO soluble puede ser negativa cuando existe una acumulación de sustratos sólidos, lo cual ocurre si no existen aún suficientes microorganismos metanógenos para eliminar los compuestos solubles en la solución
- El tiempo que toma al reactor llenarse con SST del afluente puede ser estimado tomando en cuenta la concentración de SST en el afluente, el TRH de operación y la eficiencia de remoción de SST (se puede tomar un valor entre 70-80 por ciento)
- Los resultados de la eficiencia del tratamiento basados en las concentraciones de DQO total en el efluente y SST en el reactor indicaron que el manto de lodos del reactor se formó completamente alrededor de la semana 36, para esa semana, se presentó un exceso en la concentración de lodo debido a la ausencia de purga de los mismos. Este exceso produce un arrastre ocasional de lodos en el efluente
- La remoción de DQO fue de 80-83 por ciento con TRHs de 4 a 8 h y de 73 por ciento de DQO con un TRH de 2.4 h en operación continua

La Ilustración 2.8 presenta los resultados del funcionamiento del reactor de Cali, Colombia.

Como conclusiones del estudio de caso del arranque y seguimiento del RAFA de Cali, Colombia (Malina & Pohland, 1992), se menciona:

Un reactor anaerobio de flujo ascendente para el tratamiento de agua residual doméstica puede ser arrancado en un periodo de 6 a 12 semanas, sin el uso de inóculo con un TRH aproximado de 6 semanas. Inmediatamente después de finalizado el arranque, se obtienen una remoción de DQO hasta el 50 por ciento, valor que puede disminuir ligeramente debido a la hidrólisis de sustratos sólidos acumulados. La Tabla 2.2 fue elaborada a partir del listado de conclusiones del estudio de caso de arranque y seguimiento del RAFA de Cali, Colombia reportada en (Malina & Pohland, 1992).

La Ilustración 2.9 presenta resultados obtenidos durante el periodo de operación de un RAFA en el que se establecieron TRH cortos durante el día (2.2 horas durante doce horas) y TRH largos durante la noche (6 horas) en el sistema (Malina & Pohland, 1992).

2.2. SEGUIMIENTO Y OPERACIÓN DEL PROCESO

El control del proceso se basa en la calidad del afluente, efluente y lodo. Las muestras se analizan en el laboratorio y sus resultados e interpretación definen la operación del reactor. La operación del proceso biológico se controla por la producción de biogás y las concentraciones de contaminantes en el efluente. Los principales análisis para verificar el funcionamiento adecuado del proceso son DQO soluble y demanda bioquímica de

Ilustración 2.8 DQO total y soluble en el afluente y eficiencias de remoción en el reactor, con respecto a diferentes TRH y al periodo de operación. Malina & Pohland, (1992)

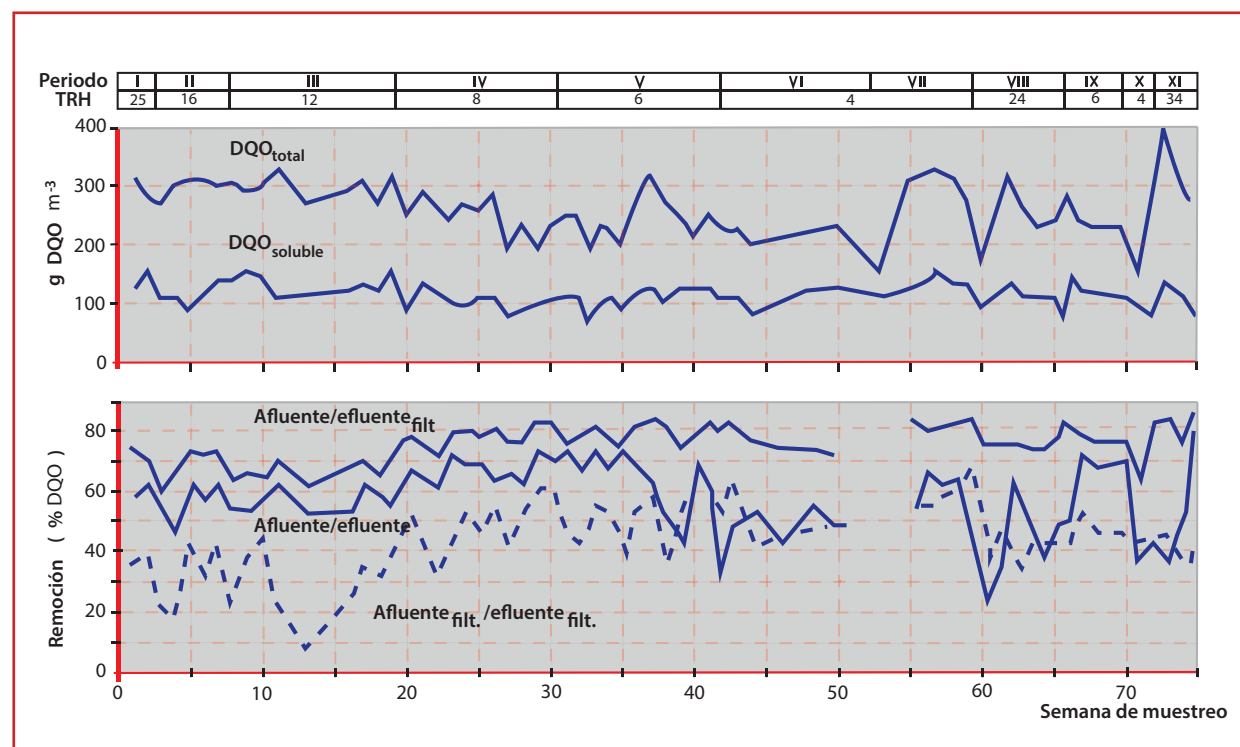


Tabla 2.2 Del estudio de caso de arranque y seguimiento del RAFA de Cali, Colombia. Malina & Pohland, (1992)

Parámetro	Resultados	Observaciones
Eficiencias del tratamiento	TRH de 4 a 6 h: DQO total: 50-75% (65%) DQO soluble: superior al 60% DBO total: 70-90% (80%) SST: 60-85% (70%)	La eficiencia del tratamiento puede mejorarse con un postratamiento Se obtuvieron mejores eficiencias operando con altos flujos en el día y bajos flujos en la noche
Producción de metano	0.19 Nm ³ /kg DQO removida 0.33 CH ₄ /kg DQO removida	56-63% del metano se escapa del reactor disuelto en el efluente
Conversión de SST	40% de los SST es encontrado en el lodo 25% de los SST es convertido en metano 30% se escapa en el efluente	
Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄)	Generalmente la concentración de nitrógeno amoniacal se incrementó en un 40% aproximadamente	
Ortofosfatos	Generalmente la concentración de los ortofosfatos fueron eliminados en un 40%	
Producción de lodo	Promedio general: 0.1 kg DQO/kg DQO afluente Valor máximo encontrado: 0.25 kg DQO/kg DQO afluente 0.4-0.6 kg SST/kg SSTafluente= 0.06-0.1 kg SST/m ³	
Retención de lodo	31-37.5 kgSST/m ³ 9.4-12.5 kg SSV/m ³	
Edad del lodo	35-100 d (cuando el reactor se encuentra lleno)	
Características del lodo	Contenido de ceniza: 55-65% Actividad metanogénica específica: >0.1 kg DQO/kg SSV d Estabilidad: 20-50 L CH ₄ /kg lodo Características de secado: 20 kg/m ² en 7 d reduce un 35-40% el lodo	Las características del agua residual pueden afectar La sedimentabilidad del lodo El contenido de ceniza

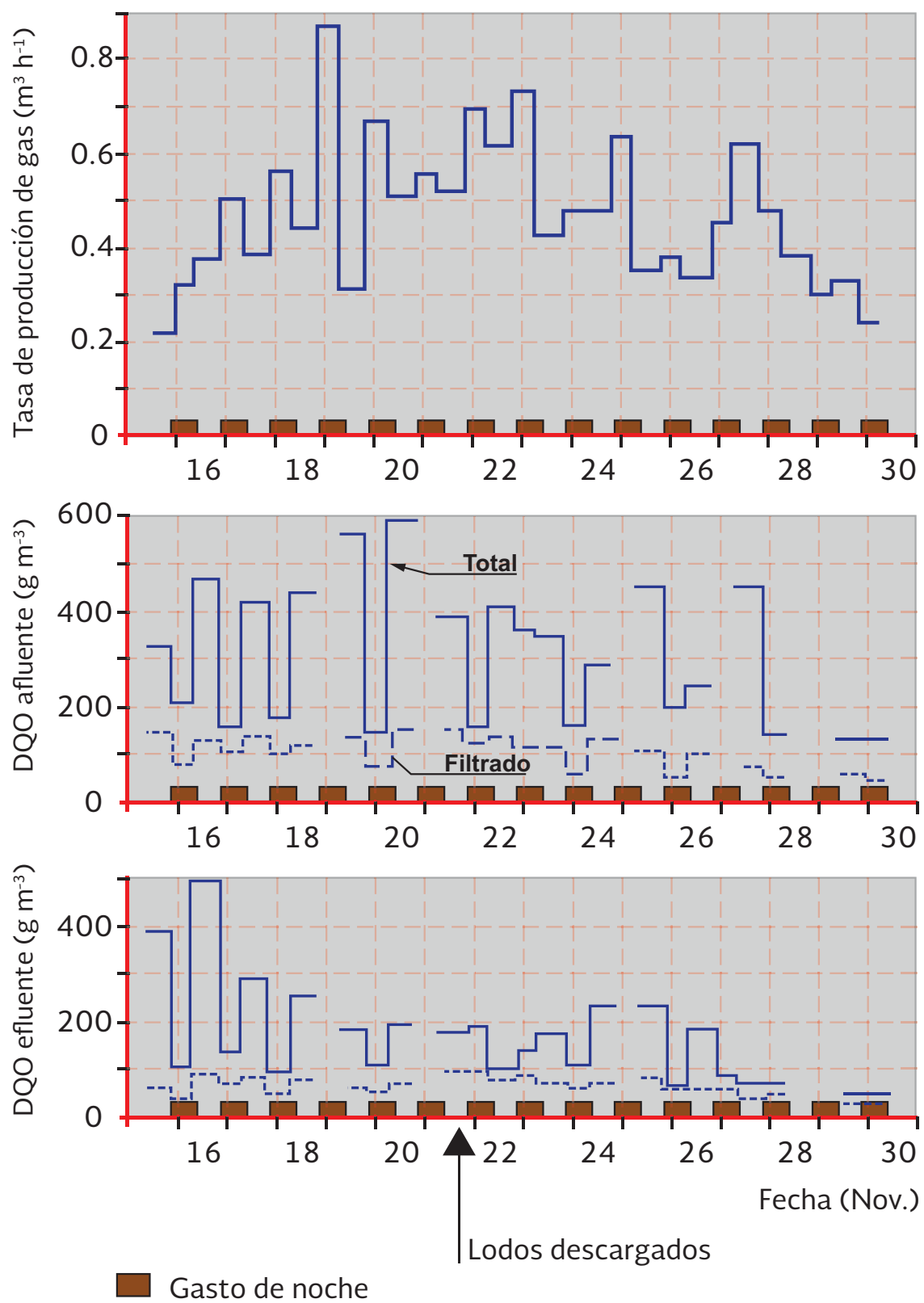
oxígeno. La operación del sistema puede ser ajustada mediante modificaciones en el TRH y la cantidad de lodo.

Se debe registrar el gasto diario a la planta y verificar si su valor se encuentra dentro de los parámetros de diseño. También se debe verificar el correcto funcionamiento hidráulico de la planta, especialmente el sistema de distribución del afluente y de recolección del efluente del reactor. En caso del mal funcionamiento se debe informar al gerente de la planta y/o al personal del mantenimiento.

Una inspección visual permite obtener información básica. Un efluente transparente y

claro sin partículas de lodo indica un correcto funcionamiento del reactor. Un efluente turbio indica una baja remoción de coloides y materia disuelta, lo que puede ser provocado por altos flujos o por una baja calidad del lodo. Una gran cantidad de sólidos en el efluente pueden ser resultado de altos flujos o de grandes cantidades de lodo en el reactor. Las inspecciones visuales siempre deben ser complementadas con análisis de laboratorio tanto del afluente como del efluente. Todos los datos deben ser interpretados, comparados con datos promedio y anotados para identificar cambios en el tiempo (Wageningen Agricultural University, 1994).

Ilustración 2.9 Resultados obtenidos durante el periodo de operación de un RAFA en el que se establecieron diferentes TRH durante el día (2.2 horas durante doce horas) y durante la noche (6 horas) en el sistema. Malina & Pohland, (1992)



La capa flotante del compartimiento de sedimentación debe ser verificada cada semana y debe ser removida cuando sea demasiado gruesa. Un rápido crecimiento de la capa flotante es una señal de sobrecarga del reactor (Wageningen Agricultural University, 1994).

La herramienta principal del operador para el control de la operación del RAFA es el manejo del lodo en el reactor. Cuando el nivel del lodo en el reactor es demasiado alto, el lodo es lavado, resultando en bajas eficiencias de tratamiento. Por otro lado, cuando el nivel del lodo en el reactor es muy bajo, las eficiencias de remoción también son bajas. Un adecuado manejo del lodo en el reactor, por lo tanto, es muy importante. La cantidad de lodo en el reactor es manipulada mediante una descarga regular. La cantidad de lodo y la altura de la cama de lodo deben ser más o menos constantes y por lo tanto, deben determinarse con regularidad. Un perfil de lodo es determinado por muestreo del lodo a diferentes alturas a través de puntos de muestreo (Wageningen Agricultural University, 1994).

La descarga de lodo es realizada mediante válvulas en el fondo del reactor. El lodo es bombeado al sistema de deshidratación. La descarga de lodos es realizada como una actividad de rutina por los ingenieros de proceso. Revisar el nivel de lodo por lo menos una vez por semana. Estas verificaciones deben realizarse a la misma hora, preferentemente por la tarde, cuando la cama de lodo se encuentra a su máxima expansión. Cuando la parte superior de la capa de lodo se encuentra cerca de la entrada del compartimiento de sedimentación,

el lodo debe ser descargado. Estas descargas deben ser frecuentes y en pequeñas porciones para mantener la cantidad de lodo en el reactor lo más constante posible (Wageningen Agricultural University, 1994).

Cada mes debe realizarse un perfil de lodos. El perfil de lodos debe determinarse a una hora fija, preferentemente en la tarde. El perfil de lodo debe permitir calcular la cantidad de lodo en el reactor y dar una idea de la calidad del lodo. Cuando la cama de lodo y la capa de lodo no pueden distinguirse claramente, el lodo es de baja calidad, es decir sus propiedades de sedimentación son bajas y probablemente su estabilidad también. Se debe tomar muestras de lodo para evaluar la velocidad de sedimentación, la actividad metanogénica y la estabilidad (Wageningen Agricultural University, 1994).

La producción total de biogás debe ser anotada y comparada diariamente con los valores esperados de acuerdo a la carga de DQO en el reactor. Una disminución en la producción específica de gas (m^3 de biogás/ kg DQO removida) indica una posible intoxicación del lodo (Wageningen Agricultural University, 1994).

2.2.1 OPERACIÓN DEL PROCESO

Para el seguimiento y la operación del proceso anaerobio, deben tomarse en cuenta principalmente los parámetros de diseño del proceso, los cuales pueden ser verificados durante la operación. En la Tabla 2.3 se presentan los parámetros a ser verificados.

Otro importante aspecto del control de la operación del sistema de tratamiento es que esto puede conducir a las condiciones de operación óptimas, ver Tabla 2.4, principalmente para reducir costos y el cumplimiento de los estándares de descarga establecidos por la legislación ambiental.

MONITOREO DEL REACTOR

Para el seguimiento del proceso y determinar el funcionamiento de un reactor anaeróbico, se requiere de la realización de un monitoreo continuo, desde el arranque, puesta en marcha y durante el funcionamiento del proceso. En (Chernicharo C. , 2007) se presentan tres tipos de monitoreo a realizar en el reactor anaerobio.

- Monitoreo de la eficiencia del reactor
- Monitoreo de la estabilidad del proceso
- Monitoreo de la cantidad y calidad del lodo

Monitoreo de la eficiencia del reactor

Para determinar si el reactor alcanza el rendimiento proyectado, se requiere del seguimiento del comportamiento histórico mediante la supervisión del reactor anaerobio. Por lo anterior los puntos a realizar el muestreo son la entrada y salida del reactor. En estos puntos los parámetros a determinar son: SST, SSV y sólidos sedimentables, DQO, DBO, huevos de helminto y coliformes fecales.

Monitoreo de la estabilidad del reactor

El monitoreo de la estabilidad operacional del sistema de tratamiento, se realiza principalmente para evaluar si existen indicadores de que la fermentación ácida puede prevalecer sobre la fermentación metanogénica, con la consiguiente acidificación del proceso. Los parámetros a determinar en el efluente son: pH, alcalinidad

Tabla 2.3 Parámetros de verificación en un proceso anaerobio (Chernicharo C., 2007)

Caudales en el afluente

Características fisicoquímicas y microbiológicas del afluente (agua residual)

Eficiencia y problemas operacionales en las unidades de tratamiento preliminares

Producción y características del material retenido en las rejillas y desarenadores

Eficiencia y problemas operacionales de los reactores anaerobios

Cantidad y características del biogás producido en el reactor anaerobio

Cantidad y características del lodo producido en el reactor anaerobio

Tabla 2.4 Optimización de la condiciones de operación (Chernicharo C. , 2007)

La determinación de la mejor rutina de retiro y deshidratación del exceso de lodo, en plantas de tratamiento de aguas residuales que deshidratan los lodos en lechos de secado. Con el propósito de determinar los ciclos de secado más cortos, se requiere de la evaluación de la frecuencia de descarga de sólidos del reactor y de cargas a los lechos de secado. Por lo tanto, con la optimización de la descarga de lodos y deshidratación, se esperará generar un volumen menor de lodo seco para ser transportados a la disposición final; lo que puede originar una menor pérdida de sólidos y una mejor calidad del efluente en términos de sólidos suspendidos, DQO particulada y DBO.

Definir las mejores prácticas y rutinas de operación y limpieza del pretratamiento (rejillas- desarenador), principalmente para optimizar la eficiencia de estas unidades.

Identificación de los puntos de mal olor, principalmente para proporcionar una mayor seguridad y confort ambiental para los operadores y las personas que viven cerca de la planta de tratamiento. En este sentido, el seguimiento efectivo de las unidades potencialmente sujetas a la liberación de gases nocivos (tratamiento preliminar, estaciones de bombeo, reactor anaerobio y lechos de secado) dará un mayor conocimiento de los puntos problemáticos y facilidades para la adopción de medidas para el control de olores.

y concentración de ácidos volátiles para ser comparados con los rangos de estabilidad del proceso anaerobio. En el efluente gaseoso, hay que determinar la composición del biogás, el contenido de metano, ya que un incremento en el contenido de bióxido de carbono puede ser indicador de una inestabilidad operacional.

Monitoreo de la cantidad y calidad del lodo

En sistemas con crecimiento bacteriano disperso (RAFA), la concentración de lodo no será uniforme a lo largo de la altura del reactor, por lo que se deberá determinar varios puntos de muestreo, en las muestras se deberá determinar los sólidos totales y los sólidos totales volátiles.

Los aspectos cualitativos más importantes de los lodos son: La actividad metanogénica específica, la estabilidad y la sedimentabilidad.

Actividad metanogénica específica. Esta prueba refleja la capacidad de los lodos para producir metano a partir de un sustrato de acetato bajo condiciones optimizadas. Aunque hay otros procesos desarrollándose en la digestión anaerobia, la metanogénesis acetotrófica es la más importante debido a que es la etapa limitante en la conversión de la materia orgánica en metano.

Estabilidad. Su finalidad es determinar qué fracción de la masa de lodos está compuesta de materia orgánica biodegradable todavía sin digerir. Una gran fracción de material biodegradable en el lodo no sólo es un indicador de un sistema sobrecargado, sino que también puede causar grandes problemas en la separación de sólidos-líquidos.

Sedimentabilidad. En (Chernicharo C. , 2007), se menciona que para la rutina operativa es preferible la aplicación de un método más simple aunque menos preciso, como es la determinación del índice volumétrico de lodos (IVL) o el índice de volumen de lodo diluido (IVLD).

La Ilustración 2.7 muestra un esquema de un RAFA ubicando los puntos de muestreo, la Tabla 2.5 presenta los parámetros a determinar en los puntos de muestreo y su frecuencia de muestreo.

Muestreo del lodo

Con la finalidad de controlar la altura de la cama de lodo en un RAFA municipal, en el cual es un prerequisite un sistema de manejo de lodo, es absolutamente necesario determinar con exactitud el perfil de concentración de lodo dentro de la zona de digestión. Basado en la diferencia entre la altura máxima y la altura medida del nivel del manto de lodos, es posible decidir si se realiza o no una purga de lodos. Además del perfil de concentración se debe calcular la masa total de lodos. Actualmente existen dos sistemas de muestreo para el reactor anaerobio de flujo ascendente.

El sistema más común consiste en una serie de válvulas distribuidas sobre la altura del compartimento de digestión. Chernicharo C. , (2007), recomendó que los puertos de muestreo (Ver Ilustración 2.10) estuvieran localizados a intervalos de 50 cm sobre la altura del compartimento de digestión.

Tabla 2.5 Puntos de muestreo y su frecuencia de muestreo durante la operación. Adaptado de Chernicharo C. , (2007)

		Puntos de control y frecuencia				
Parámetro	Unidad	1	2	3	4	5
Eficiencia del tratamiento						
Sólidos sedimentables	mL L ⁻¹	Diariamente	-	Diariamente	-	-
Sólidos suspendidos totales (SST) y Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	mg L ⁻¹	3 por semana	-	3 por semana	-	-
DQO Total	mg L ⁻¹	Semanalmente	-	Semanalmente	-	-
DBO Total	mg L ⁻¹	Mensual	-	Mensual	-	-
Producción de biogás	m³d ⁻¹	-	-	-	Diario	-
E. coli	NMP/100 mL	Semanal	-	Semanal	-	-
Huevos de helminto	N/L	Semanal	-	Semanal	-	-
Estabilidad del proceso						
Temperatura	°C	Diario	Diario	Diario	-	-
pH		Diario	Diario	Diario	-	-
Alcalinidad de bicarbonato	mg L ⁻¹	Semanal	-	Semanal	-	-
Ácidos grasos volátiles	mg L ⁻¹	Semanal	-	Semanal	-	-
Composición del biogás	%CO ₂	-	-	-	Mensual	-
Calidad y cantidad de lodos						
Sólidos totales(1)	mg L ⁻¹	-	-	-	-	Semanal
Sólidos volátiles totales(1)	mg L ⁻¹	-	-	-	-	Semanal
Actividad metanogénica específica	gDQO gSV d ⁻¹	-	-	-	-	Mensual
Estabilidad de los lodos	gDQO gSV d ⁻¹	-	-	-	-	Mensual
Índice de volumen de lodos (diluido)	mL g ⁻¹	-	-	-	-	Mensual

Notas:

(1) Los sólidos totales deben ser analizados en varios puntos a lo largo de la altura de la cama y manto de lodos (3 a 6 puntos, dependiendo del número de llaves de muestreo en el reactor), para obtener el perfil y la masa de sólidos en el interior del reactor.

2.2.2 PARÁMETROS DE CONTROL DEL PROCESO

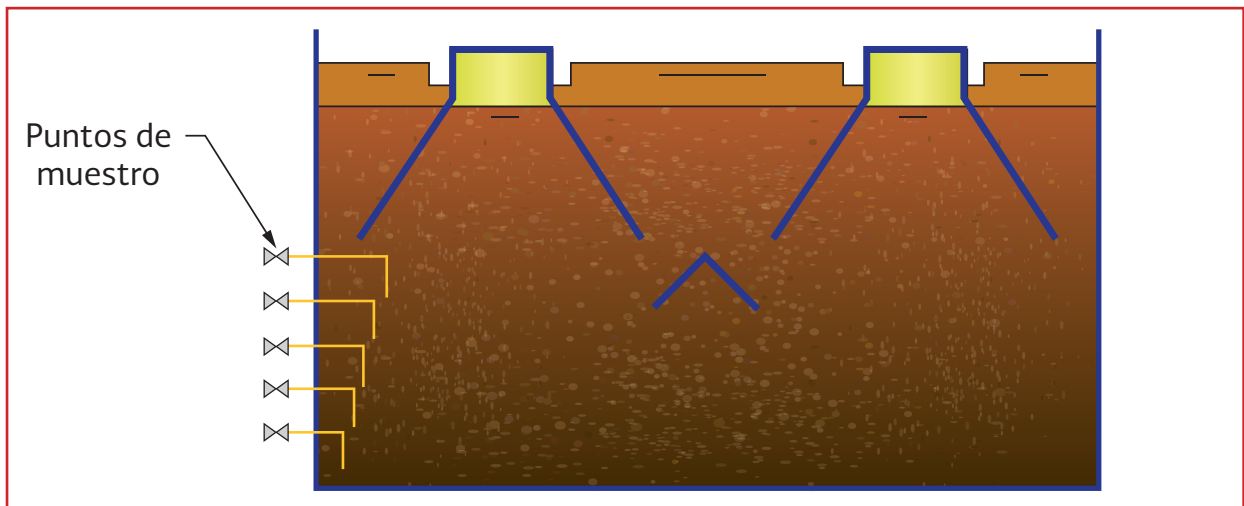
Para realizar una operación adecuada de un sistema de tratamiento anaerobio, es necesario efectuar un monitoreo apropiado del proceso. Para el control de la operación, se especifican los siguientes parámetros:

- Físicos: Temperatura, mezclado, pH y ST y SVT

- Químicos: alcalinidad, AGV, producción de biogás, nitrógeno amoniacal, sulfuros, DBO, DQO

El pH, la alcalinidad, la concentración de AGV, la DQO y la producción de biogás son considerados parámetros de respuesta primarios, ya que con ellos es posible evaluar el funcionamiento del proceso anaerobio.

Ilustración 2.10 Puntos de muestreo de lodo en un RAFA



Temperatura

La temperatura influye en el tipo de microorganismos que se presentan en un proceso biológico. Pueden dividirse en tres categorías: psicrófilos (0-20 °C), mesófilos (20-40 °C) y termófilos (45-65 °C). Las bacterias que crecen en cada uno de estos intervalos de temperatura son organismos diferentes. El rango más utilizado en procesos anaerobios es el mesofílico, en este rango, la actividad y el crecimiento de las bacterias disminuye en un 50 por ciento por cada 10°C de descenso por debajo de 35 grados centígrados. Cambios de temperatura en el intervalo mesofílico pueden ser normalmente tolerados, pero cuando la temperatura desciende, la carga también debe ser disminuida de acuerdo con el descenso de la actividad esperada.

Potencial de hidrógeno

El efecto del pH sobre el sistema se manifiesta de dos formas: en forma directa afectando la actividad de las enzimas, esto ocurre por variaciones drásticas del potencial de hidrógeno. Las bacterias productoras de metano en el rango de pH entre 6.6 y 7.4 presentan

un crecimiento óptimo. Sin embargo, en un rango de pH más amplio (entre 6.0 y 8.0) se puede conseguir estabilidad en la formación de metano. El objetivo principal en el control del pH, es eliminar los riesgos por la inhibición de las bacterias metanogénicas, debido a los bajos valores de pH, evitando así una desestabilización en el proceso. Para realizar el ajuste de pH puede utilizarse cal, bicarbonato de sodio (NaHCO_3) o sosa cáustica (NaOH). Debe tenerse cuidado para evitar la precipitación excesiva de los carbonatos de calcio que se forman.

Sólidos totales

El realizar un balance de sólidos en el reactor anaerobio, permite determinar la eficiencia de operación del proceso. Una deficiencia en la operación puede deberse a varias razones, una de ellas es el tiempo en que los sólidos permanecen dentro del reactor. Un tiempo reducido afectará el proceso teniendo sólidos deficientemente digeridos.

Alcalinidad

La alcalinidad del agua residual resulta de la presencia de hidróxidos (OH^-), carbonatos

(CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) de elementos tales como calcio, magnesio, sodio, potasio y amonio. De estos, los bicarbonatos de calcio y magnesio son los más comunes. Los boratos, silicatos, fosfatos y compuestos similares también pueden contribuir a la alcalinidad. La alcalinidad en el agua residual ayuda a resistir los cambios en el pH causado por la adición de ácidos. La concentración de alcalinidad en el agua residual es importante cuando se utilizan tratamientos biológicos y químicos.

Durante el tratamiento anaerobio las burbujas de gas que contienen un alto porcentaje de CO_2 (25-35 por ciento) y que son producidas por las reacciones de fermentación en el líquido dan como resultado una concentración elevada de CO_2 en el agua residual en tratamiento. Valores altos de alcalinidad (2 000 a 4 000 $\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$) son necesarios para desplazar el ácido carbónico disuelto y mantener el pH cerca de valores neutros. Para aguas residuales bajas en alcalinidad, las proteínas o aminoácidos pueden ser metabolizados y desaminados durante el tratamiento anaerobio para producir alcalinidad como $\text{NH}_4(\text{HCO}_3)$.

La alcalinidad es un parámetro importante para el control del proceso. Debe estar presente en suficiente cantidad, para que se logre reducir el efecto de la producción excesiva de acidez en el reactor, provocada por la elevada concentración de ácidos grasos volátiles o por alto contenido de dióxido de carbono. Para el monitoreo de estos sistemas, la revisión sistemática de la alcalinidad se torna de gran importancia. Ya que una pequeña variación en los niveles de pH implica un consumo elevado en la cantidad de alcalinidad, como resultado de la reacción de la alcalinidad con los ácidos grasos volátiles.

Desde el punto de vista operacional, es deseable mantener elevados niveles de alcalinidad en el sistema, esto es porque se podrían amortiguar elevadas concentraciones de AGV sin variar sustancialmente el pH del sistema.

La alcalinidad es útil tanto en el agua natural como en las aguas residuales, porque proporciona un amortiguamiento para resistir los cambios en el pH. Generalmente a la alcalinidad por encima del pH 8.2 se refiere a la alcalinidad cáustica, y por encima del pH 4.5 se refiere a la alcalinidad total. La alcalinidad puede existir hasta un pH de 4.5 debido a que el $[\text{HCO}_3^-]$ no se neutraliza completamente sino hasta que se alcanza este pH. La cantidad de alcalinidad presente se expresa en términos de carbonato de calcio.

La alcalinidad es la capacidad amortiguadora de un sistema para mantener un determinado pH, por lo que, para mantener un nivel óptimo de pH es necesario tener una buena capacidad amortiguadora. Esta alcalinidad amortigua los cambios bruscos del pH mediante los sistemas ácido-base, carbónico, ortofosfórico y del amonio (NH_4^+).

Es importante señalar el cuidado que se debe tener con el uso de agentes químicos en reactores anaerobios. Por ejemplo, la cal es uno de los álcalis más baratos, pero su precipitación como carbonato de calcio (CaCO_3) causa serios problemas de acumulación de sólidos no deseables. Además, grandes cantidades de un catión simple como Na^+ que se agregan para el control del pH, pueden llegar a ser potencialmente tóxicas. En estos casos es preferible utilizar mezclas de neutralizantes como hidróxido de calcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), hidróxido de sodio (NaOH) e hidróxido de potasio (KOH) para el control del pH (IMTA, UNAM, 2002).

Alcalinidad alfa (índice alfa) (IMTA, UNAM, 2002). La operación eficiente de un reactor anaerobio, implica el control en el digestor de una adecuada capacidad buffer del sistema, que asegure el mantenimiento de pH>6.0 para lograr el buen funcionamiento de las bacterias metanogénicas.

(Hill & Jenkins, 1989), propusieron un método simple para determinar la alcalinidad, calculando el consumo de ácido hasta un pH de 5.75 y hasta 4.3; la Ecuación 2.2 presenta la relación de éstas alcalinidades para determinar la relación α (alfa).

$$\alpha = \frac{\text{Alcalinidad}(HCO_3^-)_{5.75}}{\text{Alcalinidad}(Total)_{4.3}}$$

Ecuación 2.2

Donde:

$\text{Alcalinidad}(HCO_3^-)_{5.75}$ = es la alcalinidad calculada con el consumo de ácido necesario para llevar el pH original a 5.75

$\text{Alcalinidad}(Total)_{4.3}$ = es la alcalinidad calculada con el consumo de ácido necesario para llevar el pH original a 4.3

Durante el arranque del reactor la relación α debe mantenerse arriba de 0.5 y un valor superior indica una operación estable o bien que el reactor puede recibir un incremento de carga.

El valor de α puede utilizarse para indicar el ritmo de aumento de carga durante un arranque, así como una adecuada alarma si el reactor está siendo sobrecargado.

Índice tampón (IB) (Pérez & Torres, 2008). La medición de la relación entre la alcalinidad debida a los AGV y la alcalinidad total es usualmente utilizada para el control de la estabilidad del proceso anaerobio y se conoce como el índice tampón. Su adecuada variación está en el rango de 0.20 a 0.40, lo que indica que por lo menos el 60 % de la alcalinidad total del sistema tiene que estar en forma de alcalinidad bicarbonática.

En general, se ha encontrado que valores entre 0.20 y 0.30 muestran buen funcionamiento del reactor, mientras que valores menores a 0.20 indican subalimentación y mayores a 0.35, principios de acidificación.

Ácidos grasos volátiles

Son producidos por la etapa acetogénica de sustancias orgánicas complejas. Un incremento en la producción de éstos puede ocasionar desequilibrio del proceso anaerobio al reducirse el pH hasta valores muy ácidos. Lo anterior tiene efecto directo sobre la actividad metanogénica, por lo que es necesario controlar su concentración durante la operación.

La alcalinidad debida a los AGVs se calcula de acuerdo a la Ecuación 2.3 (IMTA-UNAM, 2002)

$$\text{Alcalinidad}(AGV) = \text{Alcalinidad}(Total)_{4.3} - \text{Alcalinidad}(HCO_3^-)_{5.75}$$

Ecuación 2.3

Producción de biogás

La medición del volumen del gas producido proporciona información sobre la estabilidad o inestabilidad del proceso anaerobio. Una baja producción indicará problemas en la digestión del lodo residual, la causa puede ser el exceso de AGVs o la presencia de inhibidores o tóxicos que afectan la actividad de las bacterias formadoras de metano. En caso contrario, si ocurre un marcado aumento en la producción de gas, se puede deber a la presencia de un alto volumen orgánico en el lodo digerido.

Nitrógeno amoniacal

Es importante mantener un monitoreo de este parámetro cuando se produzca algún descenso considerable en la eficiencia del sistema y no se conozcan las razones, ya que el nitrógeno en su forma amoniacal cuando se encuentra a concentraciones mayores de 1500 mg L⁻¹ inhibe el proceso.

Sulfuros

Los sulfuros están presentes como H₂S y sulfuro precipitado. Concentraciones de sulfuros entre 50 y 100 mg L⁻¹ son toleradas por el proceso anaerobio, pero concentraciones superiores a 200 mg L⁻¹ son consideradas tóxicas.

Demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno

La DBO es una medida del oxígeno requerido para la estabilización química y biológica de la materia orgánica en un intervalo específico. La DQO es una medida de la cantidad de oxígeno necesario para oxidar a la materia orgánica de un desecho por medio de un agente oxidante bajo ciertas condiciones de acidez, temperatura y tiempo,

transformando la materia orgánica en dióxido de carbono y agua. Estos parámetros miden la capacidad de biodegradación de la materia orgánica presente en lodos residuales. Son útiles para determinar la eficiencia del sistema.

2.2.3 EVALUACIÓN DE LA BIOMASA MICROBIANA EN EL REACTOR

La determinación de la biomasa en procesos anaerobios presenta dos principales problemas: En el sistema los microorganismos están adheridos a pequeñas partículas inertes, y la biomasa esta generalmente presente como un consorcio de diferentes tipos morfológicos y fisiológicos.

La determinación de la biomasa y la composición microbiana generalmente requiere de extracción, aislamiento y separación de los constituyentes bioquímicos que son específicos para cierto grupo de microorganismos. Los componentes celulares que cambian rápidamente en naturaleza, después de la muerte de una célula, pueden ser utilizados, por ejemplo para la estimación de la biomasa viable.

La Tabla 2.6 presenta la definición y características de un lodo granular.

Chernicharo C., (2007) Menciona que la evaluación de la cantidad de biomasa es generalmente hecha a través de la determinación del perfil vertical de sólidos, considerando que los sólidos volátiles son una medida de la biomasa presente en el reactor (masa de la materia celular).

Las muestras de lodo coleccionadas a diferentes niveles de la altura de un reactor son analizadas gravimétricamente y los resultados son expresados en términos de gramos de sólidos volátiles por litro.

Estas concentraciones de sólidos volátiles (hechas para cada punto de muestreo del lodo a lo largo de la altura del reactor), multiplicado por los volúmenes correspondientes para cada zona muestreada, proporciona la masa de microorganismos Chernicharo C., (2007) a lo largo del perfil del reactor.

La suma de las cantidades de biomasa en cada zona como se muestra en el ejemplo 2.2, es igual a la masa total de los sólidos en el reactor.

Ejemplo 2.2

Determinar la cantidad y la concentración promedio de la biomasa de un reactor anaerobio.

Datos:

- Volumen total del reactor (V_r): 288 m^3
- Volumen del compartimiento de la digestión (V_{cd}): 215 m^3
- Volumen del compartimiento de sedimentación (V_{cs}): 73 m^3
- Volumen correspondiente a V_1 , V_2 , V_3 , V_4 , V_5 , cada uno: 43 m^3
- Concentración de lodo en C_1 : 50.2 g L^{-1}
- Concentración de lodo en C_2 : 45.5 g L^{-1}

- Concentración de lodo en C_3 : 35.1 g L^{-1}
- Concentración de lodo en C_4 : 10.5 g L^{-1}
- Concentración de lodo en C_5 : 7.0 g L^{-1}

Solución:

Cálculo de la cantidad de biomasa (M) en cada zona del reactor:

$$\text{Zona 1: } M_1 = (C_1) (V_1) = (50.2 \text{ kg SV m}^{-3}) (43 \text{ m}^3) = 2159 \text{ kg SV}$$

$$\text{Zona 2: } M_2 = (C_2) (V_2) = (45.5 \text{ kg SV m}^{-3}) (43 \text{ m}^3) = 1957 \text{ kg SV}$$

$$\text{Zona 3: } M_3 = (C_3) (V_3) = (35.1 \text{ kg SV m}^{-3}) (43 \text{ m}^3) = 1509 \text{ kg SV}$$

$$\text{Zona 4: } M_4 = (C_4) (V_4) = (10.5 \text{ kgSV m}^{-3}) (43 \text{ m}^3) = 452 \text{ kg SV}$$

$$\text{Zona 5: } M_5 = (C_5) (V_5) = (7.0 \text{ kgSV m}^{-3}) (43 \text{ m}^3) = 301 \text{ kg SV}$$

Cálculo de la cantidad de biomasa en el compartimiento de la digestión (M_{cd}):

$$M_{cd} = M_1 + M_2 + M_3 + M_4 + M_5 = 6378 \text{ kg SV}$$

Tabla 2.6 Características de lodo granular

Actividad metabólica:
Rango de actividad específica metanogénica de lodo granular: $0.1 - 2.0 \text{ kg DQO-CH}_4/\text{kg SSV d}$
Valores típicos para aguas residuales industriales: $0.5 - 1.0 \text{ kg DQO-CH}_4/\text{kg SSV}$
Sedimentabilidad y otras propiedades físicas:
Velocidades de sedimentación: $2 - 100 \text{ m h}^{-1}$, por lo general: $15 - 50 \text{ m h}^{-1}$
Densidad: 1.0 a 1.05 g L^{-1}
Diámetro: 0.1 a 8 mm , típicamente: $0.15 - 4 \text{ mm}$
Forma: superficie esférica formada y bien definida
Color: negro / gris / blanco
Definición de lodo granular: Denso conglomerado microbiana de forma esférica, que consta de microorganismos, material inerte, y sustancias poliméricas extracelulares (SPE), y que se caracteriza por una "alta actividad metabólica" y una "alta capacidad de sedimentación"

Cálculo de la concentración media de biomasa en el compartimiento de la digestión (Ccd)

$$C_{cd} = M_{cd}/V_{cd} = (6\,378 \text{ kg SV})/(215 \text{ m}^3) = 29.67 \text{ kg SV m}^3$$

$$= 29.67 \text{ g SV L}^{-1} = 29\,670 \text{ mg SV L}^{-1} \approx 3.0\%$$

Cálculo de la concentración media de biomasa en el reactor (Cr):

Suponiendo que la cantidad de biomasa en el compartimiento de sedimentación es insignificante en comparación con el compartimiento de la digestión, se puede estimar que el $M_r = M_{cd}$

$$C_r = M_r/V = (6\,378 \text{ kg SV})/(288 \text{ m}^3) = 22.1 \text{ kg SV m}^3$$

$$= 22.1 \text{ gSV L}^{-1} = 22\,100 \text{ mg SV L}^{-1} \approx 2.2\%$$

La Ilustración 2.11 presenta un esquema de un RAFA indicando el volumen y concentraciones en zonas de muestreo.

En Malina & Pohland, (1992) se reportó a partir del estudio de caso del RAFA de Cali, Colombia, que:

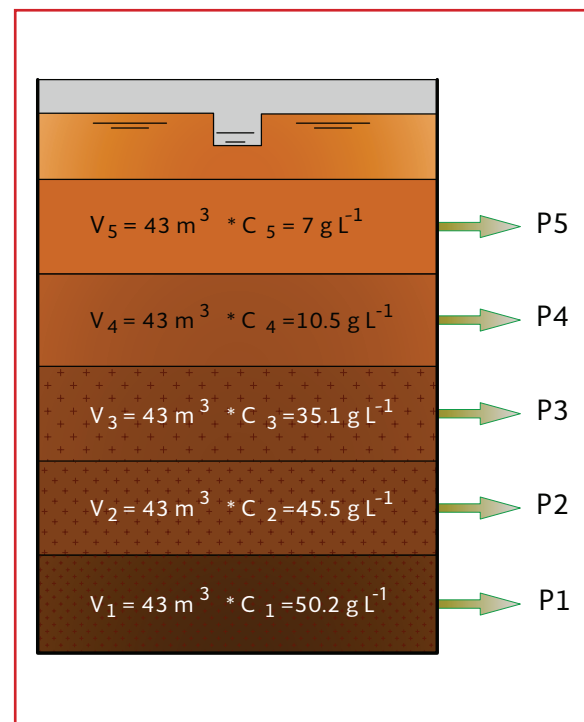
- Los valores encontrados en los ensayos de actividad metanogénica específica fueron de 0.1 a 0.15 kilogramos de DQO por kilogramos de SSV por día
- La actividad metanogénica específica máxima evaluada fue aproximadamente de 0.15 kg DQO/kg SSV d y se retuvieron 10 kg lodo/m³ en el reactor
- Con solo agua residual doméstica como alimentación, las tasas de producción máxima de gas fueron de 0.8 metros cúbicos por hora

2.2.4 DETERMINACIÓN DE LA ACTIVIDAD METANOGENICA ESPECÍFICA

La evaluación de la actividad metanogénica específica (AME) de un lodo anaerobio ha demostrado ser importante en el esfuerzo de clasificar el potencial de la biomasa en la conversión del sustrato soluble en metano y dióxido de carbono. La prueba de la actividad metanogénica (Chernicharo, 2007) puede ser usada como una rutina de análisis para cuantificar la actividad metanogénica del lodo anaerobio o en otras aplicaciones, como se enlistan enseguida:

1. Evaluar el comportamiento de la biomasa bajo efecto de compuestos potencialmente inhibitorios
2. Determinar la relativa toxicidad de compuestos químicos presentes en efluentes líquidos y residuos sólidos

Ilustración 2.11 Esquema de volumen y concentraciones de zonas de muestreo en un RAFA



3. Establecer el grado de degradabilidad de varios sustratos, especialmente de aguas residuales industriales
4. Monitorear los cambios de actividad del lodo, debido a una posible acumulación de materiales inertes después de largos periodos de funcionamiento del reactor
5. Determinar la carga orgánica máxima que puede ser aplicada para ciertos tipos de lodo, proporcionando una aceleración del arranque del sistema de tratamiento
6. Evaluar parámetros cinéticos

La prueba de AME consiste en la evaluación de la capacidad de las arqueas metanogénicas para convertir sustrato orgánico en metano y dióxido de carbono. Por lo tanto, a partir de cantidades conocidas de biomasa (g SV) y del sustrato (g DQO), y en las condiciones establecidas, la producción de metano se puede evaluar durante el periodo de prueba. La prueba AME se calcula sobre la base de las tasas máximas de productividad de metano ($\text{mL CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ SV h}^{-1}$ o $\text{g DQO-CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ SV d}^{-1}$). Siguiendo la Ecuación 2.4 y Ecuación 2.5 se puede realizar la conversión de mililitros de metano en gramos de DQO-metano.

$$Q_{\text{CH}_4} = \frac{DQO_{\text{CH}_4}}{K(t)} \quad \text{Ecuación 2.4}$$

Dónde:

- Q_{CH_4} = Producción de metano volumétrico ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)
- $K(t)$ = Factor de corrección dependiendo de la temperatura de operación del reactor (kgDQO m^{-3})

$$K(t) = \frac{P * K_{DQO}}{[R * (273 + T)]} \quad \text{Ecuación 2.5}$$

Dónde:

- P = Presión atmosférica (1 atm)
- K_{DQO} = DQO correspondiente a una mol de CH_4 (64gDQO/mol)
- R = Constante del gas (0.08206 atm L/mol °K)
- T = Temperatura de operación del reactor (°C)

Para el desarrollo de la prueba, se requiere lo siguiente:

- Lodo anaerobio, para el que la AME se va a evaluar
- Sustrato orgánico (por lo general se utiliza acetato de sodio)
- Solución buffer y de nutrientes (ver Tabla 2.7)
- Matrices de reacción
- Control de temperatura (baño de agua, incubadora, aparatos de calor, cuarto climatizado, etc.)
- Dispositivo de mezclado para la muestra de lodo
- Dispositivo para la medición de la producción de gas durante un cierto período de tiempo. La medición de la producción de gases puede ser evaluado en diferentes formas, cada uno con sus ventajas y desventajas:
 - A través del desplazamiento de agua (ver Ilustración 2.12 Aparato para la medición de biogás (Chernicharo C., 2007))

- A través de mini-manómetros (lectura visual o con un sensor eléctrico)
- A través de transductores de presión, etcétera.

Pasos a seguir en la prueba de actividad metano génica específica.

1. Determinar la concentración de sólidos volátiles (g SV L^{-1}) presentes en el lodo a analizar
2. Colocar las cantidades preestablecidas de los lodos en los matraces de reacción, preferiblemente de 12 a 24 horas antes del comienzo de la prueba, con el objeto de su adaptación a las condiciones de prueba. Matraces de reacción de 250 a 500 ml generalmente se han utilizado a una temperatura de 30°C para el desarrollo de la prueba
3. Añadir a los matraces de reacción ciertas cantidades de la solución buffer y nutrientes, para obtener una concentración final de la mezcla (lodo + solución + sustrato) de alrededor 2.5 gramos de SV por litro. El volumen final de la mezcla debe ocupar entre 70 y 90 por ciento del volumen de reacción del matraz
4. Antes de añadir el sustrato, el oxígeno presente en el espacio superior del matraz se debe quitar utilizando nitrógeno gaseoso (presión de 5 psi, durante 5 minutos)
5. Añadir el sustrato a los matraces de reacción, en las concentraciones deseadas (por lo general con concentraciones que varían entre 1.0 hasta 2.5 g DQO L^{-1})
6. Encender el dispositivo de mezclado en los matraces de reacción

7. Registrar los volúmenes de biogás producido en cada intervalo de tiempo, durante el periodo de prueba (ml h^{-1}). La determinación de la concentración de metano en el biogás se puede hacer por cromatografía o, alternativamente, por la absorción del dióxido de carbono presente en el biogás, a través de su pasaje en una solución alcalina (por ejemplo, NaOH al 5 por ciento)

2.2.5 REMOCIÓN DE ESPUMA

En van Lier, *et al.*, (2010) mencionan que la espuma se define generalmente como una capa de material flotante que se desarrolla en la interfaz gas-líquido dentro de los biorreactores. Las propiedades de la capa de espuma son altamente dependientes de las características del agua residual cruda. Sin embargo, en general la capa de espuma tiende a ser delgada y un tanto fluida durante las primeras etapas de su desarrollo, pero gradualmente se vuelve muy gruesa y viscosa. Los problemas asociados a la formación de espuma son los siguientes:

- Obstrucción de parte de los vertedores del efluente, resultando en un efluente desbalanceado
- Decaimiento anaerobio potencial con problemas asociados de mal olor, procreación de vectores y en general, una apariencia desagradable
- Acumulación en la campana de gas, bloqueando la recolección y remoción del biogás producido, lo que puede provocar pérdidas de gas descontroladas hacia la sección de sedimentación o hasta rupturas en el sistema GLS (gas-líquido-sólido)

En reportes de estudios en planta piloto Halalsheh, *et al.*, (2010) y Halalsheh, *et al.*, (2005) observaron capas de espuma de hasta un metro de grosor durante el tratamiento anaerobio de agua residual concentrada en Amman, Jordania. Una capa de espuma puede desarrollarse siempre que exista una interfase

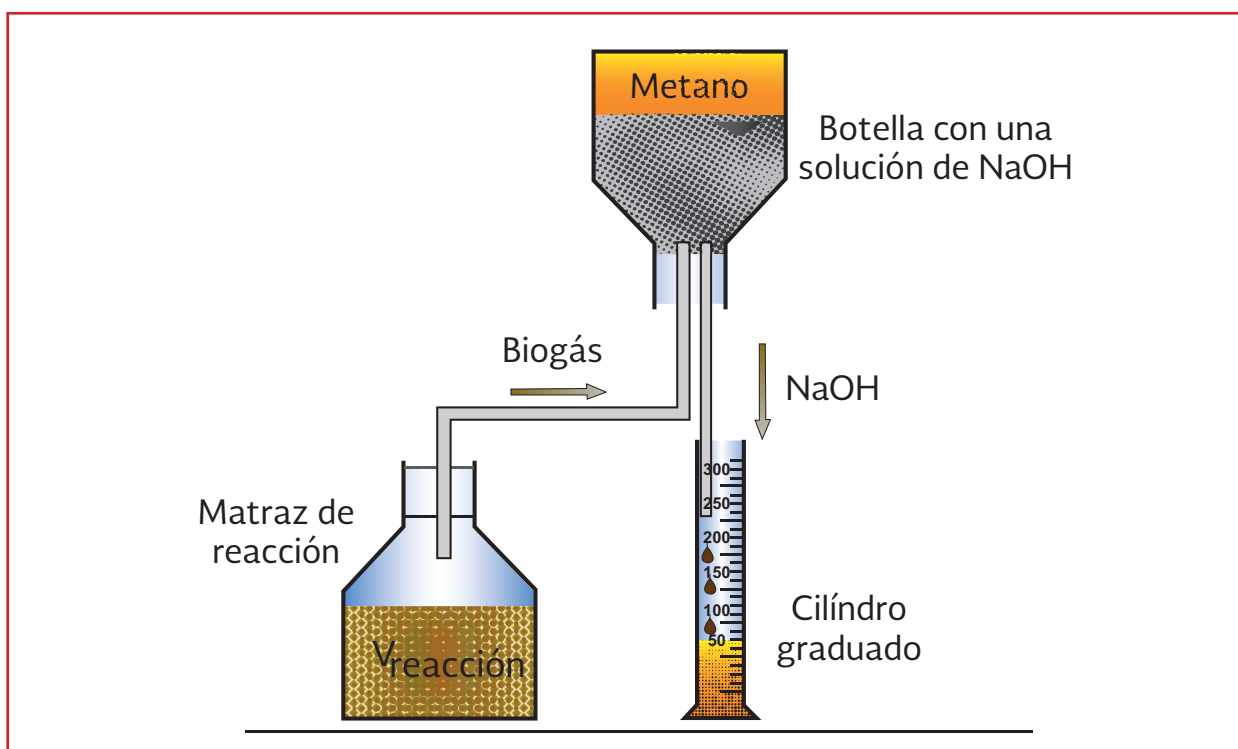
gas-líquido, existen dos posibles lugares dentro del RAFA en los cuales la formación de espuma representa un grave riesgo: 1) en la parte superior del compartimento de sedimentación y 2) en la interfase gas-líquido en la campana de gas. La remoción de la espuma en ambos lugares es probablemente el procedimiento operacional

Tabla 2.7 Solución Buffer y solución nutritiva (Chernicharo C., 2007)

Solución	Reactivo	Concentración	Propósito
1	KH_2PO_4	1,500 mg L ⁻¹	Buffer
	K_2HPO_4	1,500 mg L ⁻¹	
	NH_4Cl	500 mg L ⁻¹	
	$\text{Na}_2\text{S} \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	50 mg L ⁻¹	
2	$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	2,000 mg L ⁻¹	Macronutrientes
	ZnCl_2	50 mg L ⁻¹	
	$\text{CuCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	30 mg L ⁻¹	
	$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	500 mg L ⁻¹	
	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	50 mg L ⁻¹	
	AlCl_3	50 mg L ⁻¹	
	$\text{CoCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	2,000 mg L ⁻¹	
	HCl (concentrado)	1 mL	
			Micronutrientes

Nota: En el momento de utilizar las soluciones, añadir 1 ml de solución dos (2) por litro de solución uno (1) para obtener una solución única que se adicionará al matraz de reacción. Fuente: Monteggia., (1991)

Ilustración 2.12 Aparato para la medición de biogás (Chernicharo C., 2007)



más problemático asociado a los RAFA municipales. Por lo tanto, antes de discutir sistemas y procedimientos para la remoción de espuma, es preferible señalar medidas para su prevención. Como la formación de espuma está asociada entre otras cosas con la presencia de aceites, grasas, cabellos y fibras, se debe intentar remover estos constituyentes antes de la entrada al reactor, para ello se recomienda el uso de trampas de grasas, cribas finas y gruesas y desarenadores (van Lier, *et al.*, 2010).

Van Lier, *et al.*, (2010), mencionan que los deflectores de espuma son instalados en muchas de las plantas de tratamiento de agua residual en los vertederos del efluente, lo cual mejora ligeramente la calidad del efluente.

2.2.6 PURGA DE LODO EN EXCESO DE UN RAFA

Una de las principales condiciones para un funcionamiento satisfactorio del RAFA en plantas de tratamiento de agua residual es maximizar la masa de lodo anaerobio en el sistema y prevenir simultáneamente las pérdidas del lodo en el efluente. Los reactores anaerobios de flujo ascendente pueden retener una masa máxima de lodos de acuerdo al tamaño de la zona de digestión y a la concentración máxima de lodo, que a su vez depende de la eficiencia del separador de fases en la retención de sólidos suspendidos, la naturaleza del lodo retenido, el grado de digestión, preferencias del flujo de líquidos, capacidad del filtrado de lodos, etc. Una vez que se alcanza la máxima capacidad de almacenamiento de lodos en el RAFA, el exceso de lodo debe ser descargado, de lo contrario, puede ocurrir un lavado no deseado de los lodos. Sin descarga intencional, la tasa de sólidos suspendidos lavados en el efluente será

igual a la producción neta de lodos y por lo tanto los valores de DQO y SST se incrementarán. Por lo tanto, es necesario un sistema eficiente para controlar la altura de la capa de lodo. Esto incluye un sistema confiable y preciso para la purga de lodos (van Lier, *et al.*, 2010).

Para un óptimo funcionamiento de un RAFA es importante descargar el lodo con una baja actividad, la cual en el caso de RAFA para agua residual municipal, se refiere a una capa floculenta superficial menos densa. Por otro lado, debido a la sedimentación de material particulado inerte en el RAFA, la fracción inorgánica del lodo puede disminuir gradualmente. Esto tendrá dos consecuencias: 1) la actividad volumétrica disminuirá y 2) la densidad del lodo se incrementará al punto en el que las tuberías de entrada se bloqueen y/o la remoción de lodo del reactor sea imposible. Por lo tanto, la rutina normal debe ser descargar el lodo de los niveles superiores y, solo ocasionalmente, de los niveles inferiores o drenar para prevenir la flotación de inertes (van Lier, *et al.*, 2010).

En muchas plantas de tratamiento de agua residual a escala real con reactores anaerobios de flujo ascendente, el sistema de purga instalado no es el adecuado, por ejemplo, algunas de ellas solo tienen un nivel de purga localizado en la parte más baja del reactor, lo que resulta en una descarga continua de la biomasa más activa localizada en el manto de lodos. Otra desventaja de esta estrategia es que la densidad del lodo podría reducirse a niveles muy bajos alcanzando concentraciones hasta de 20 kg SST m⁻³, a diferencia de los valores encontrados comúnmente que se encuentran en un intervalo entre 60 y 100 kilogramos de SST por metro cúbico. Además, una capa delgada de lodo presenta mejor capacidad de filtración,

lo que produce eficiencias de remoción de SST mayores. En cuanto a la distribución del sistema de purga de lodos, se necesitan entre 2 y 3 tuberías de purga por nivel de descarga, cada una con una sola abertura. Considerando que el área superficial del RAFA sea mayor a 500 m², la densidad de la purga de lodo es aproximadamente de 1 por cada 100 m² (van Lier, *et al.*, 2010).

Un aspecto importante en la operación de un RAFA, es el desecho del lodo, es necesario que la masa de lodo sea mantenida entre un mínimo (dictada por la necesidad de tener una capacidad de tratamiento suficiente en el sistema para digerir la carga orgánica alimentada) y un máximo valor (dependiendo de la capacidad de retención del lodo en el sistema). El desecho de lodos junto con el efluente debe reducirse al mínimo, ya que este desecho incrementa la concentración de DQO, DBO y sólidos suspendidos en el efluente.

En Chernicharo C., (2007) se propone una rutina para establecer la frecuencia y cantidad de lodo de desecho de un reactor anaerobio de flujo ascendente.

1. Haciendo funcionar el reactor bajo condiciones de flujo y carga normales, sin descargar el exceso de lodo, la masa de lodo en el reactor y la producción diaria de lodos se determinan para un reactor "lleno" de lodos
2. La actividad metanogénica específica de lodo es determinada
3. Del valor del AME, el valor mínimo requerido en el reactor es determinado
4. La diferencia entre la máxima masa de lodo que puede ser retenida en el sistema

y la mínima masa de lodo necesaria para el buen funcionamiento del reactor es calculada

5. Después de una descarga de igual o más baja que la descarga máxima de lodo, la pérdida de lodo junto con el efluente se determina de nuevo
6. La frecuencia de descarga del lodo puede ser determinada como la relación entre la masa del lodo para ser desechada y la tasa de acumulación de lodos en el sistema

Ejemplo 2.3

Estimar la frecuencia de desecho del exceso de lodo (Chernicharo C., 2007), asumiendo el desecho de 50 por ciento de la masa de lodo; con el objeto de reducir al mínimo el nivel de sólidos en suspensión en el efluente.

Datos:

- Volumen total del reactor: $V = 288 \text{ m}^3$
- Volumen del compartimiento de digestión: $V_{cd} = 215 \text{ m}^3$
- Volumen del compartimiento de sedimentación: $V_{sc} = 73 \text{ m}^3$
- Profundidad del reactor: 4.5 m
- Caudal afluente promedio: $Q_{av} = 864 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$
- Afluente de concentración promedio de DQO: $S_o = 492 \text{ mg L}^{-1}$
- Efluente de concentración promedio de DQO (en ausencia de residuos de lodos): $C_{effl} = 162 \text{ mg L}^{-1}$
- Concentración promedio de sólidos en suspensión en el efluente (en ausencia de residuos de lodos): $C_{sef} = 80 \text{ mg L}^{-1}$
- Concentración promedio del efluente de DQO (después de la sedimentación): 107 mg L^{-1}

- Actividad específica metanogénica del lodo (a 24° C): 0.34 mg DQO-CH₄ (mg SV d)⁻¹
- Concentración promedio de DQO del efluente (después del desecho del 50 por ciento de la masa de lodo): 115 mg L⁻¹
- Concentración promedio de sólidos en suspensión en el efluente (después del desecho de 50% de la masa de lodo): 20 mg L⁻¹

Solución:

- a) Calcule la masa de lodo cuando el reactor está lleno

Apartir de los datos del ejemplo 2.2 se ha obtenido una estimación de 10 630 kg ST y de 6 378 kg SV (suponiendo una fracción promedio de sólidos volátiles en el lodo igual al 60 por ciento).

- b) Estimar la producción de lodos en el sistema

La concentración de sólidos (que se consideran partículas de lodo) en el efluente es de 80 mg SST L⁻¹.

Por lo tanto, la producción diaria de lodos (Pdl) es:

$$Pdl = Q_{av} * C_{sef}$$

$$Pdl = (864 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}) (0.080 \text{ kg SST m}^{-3}) = 69.12 \text{ kg SST d}^{-1}$$

La concentración de lodos volátiles (Clv), se estima a partir de la diferencia (SI) entre la DQO del efluente (sin desecho) y el efluente establecido:

$$SI = Se \text{ (sin desecho)} - Se \text{ (establecido)}$$

$$SI = 162 - 107 = 55 \text{ mg DQO L}^{-1}$$

Sabiendo que 1 mg SV L⁻¹ tiene una DQO de 1.5 mg DQOL⁻¹, la concentración de lodos volátiles en el efluente se calcula como:

$$Clv = SI / 1.5 \text{ mg DQO mg}^{-1} \text{ SV}$$

$$Clv = (55 \text{ mg DQO L}^{-1}) / (1.5 \text{ mg DQO mg}^{-1} \text{ SV}) = 36.6 \text{ mg SV L}^{-1}$$

Tenga en cuenta que la producción específica de lodos, es decir, la relación entre la producción diaria de lodos (69.12 kg SST d⁻¹) y la carga orgánica aplicada diaria (864) (0.492) = 425.09 kg DQO d⁻¹) es igual a 0.163 kg SST/kg DQO aplicado.

- c) Estimar la capacidad de digestión de lodos

Desde el valor de actividad específica metanogénica y la masa de lodos volátiles (Mlv), se calcula que la capacidad de digestión de lodos (Cdl) es:

$$Cdl = AME * Mlv$$

$$Cdl = (0.34 \text{ kg DQO-CH}_4/\text{kg SV d}) \times (6\,378 \text{ kg SV}) = 2\,169 \text{ kg DQO d}^{-1}$$

Se puede observar que la capacidad de digestión de lodos es mucho mayor que la carga del afluente (Ls): (864 m³ d⁻¹) (0.492 kg DQO m⁻³) = 425 kg DQO d⁻¹

- d) Estimar la acumulación de lodo en el reactor; después del desecho

Después del desecho del 50 por ciento de los lodos, la pérdida de sólidos junto con el efluente se reduce a 20 mg L⁻¹, y la producción diaria de lodo (Pdl) se reduce a:

$$Pdl = Q_{av} * CSST_{ef}$$

$$Pdl = (864 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}) (0.020 \text{ kg SST m}^{-3}) = 17.28 \text{ kg SST d}^{-1}$$

Por lo tanto, la acumulación de sólidos en el reactor (ASSr) puede ser estimado teniendo en cuenta la producción de lodos antes y después de desecho:

$$ASSr = 69.12 \text{ kg SST d}^{-1} - 17.28 \text{ kg SST d}^{-1} = 51.84 \text{ kg SST d}^{-1}$$

- e) Estimar la frecuencia de desecho de exceso de lodo

Como el desecho de 50 por ciento de la masa máxima representa una cantidad de:

$$(10\,630 \text{ kg SST}) (0.50) = 5\,315 \text{ kg SST}$$

Se estima que será necesario un período de $(5\,315 \text{ kg SST}) / (52 \text{ kg SST d}^{-1}) = 102$ días para llenar el reactor con lodos de nuevo.

Otro enfoque, es decir que la acumulación de 52 kg SST d⁻¹, representa una adición de $(52 \text{ kg SST d}^{-1}) / (83.7 \text{ kg SST m}^{-3}) = 0.62 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ en la parte inferior del reactor (donde la concentración es 50.2 g SV L⁻¹ o 83.7 g ST L⁻¹, de acuerdo con el ejemplo 2.2).

Por lo tanto, se puede considerar que la tasa de desecho mensual sería de $(0.62 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}) (30 \text{ d}) = 18.7 \text{ m}^3$ de los lodos desde el fondo del reactor.

Por lo tanto, las estrategias de desecho, ya sea 50 por ciento de los lodos cada 102 días (lo que representa un volumen de aproximadamente 64 m³ de la parte inferior del reactor) o 18.7 m³ mensuales de la parte inferior del reactor.

Alternativamente, podría desecharse un lodo más diluido en las zonas superiores del reactor, pero entonces el volumen del desecho se incrementaría en consecuencia.

2.2.7 REGISTRO DE DATOS

Los registros y reportes de la operación del reactor anaerobio de flujo ascendente para el tratamiento del agua residual se pueden utilizar para muchos propósitos. La recolección de datos sirve para conocer el funcionamiento del reactor y justificar decisiones relacionadas a las actividades de operación y mantenimiento, asignaciones presupuestarias y propósitos de expansión de la planta. Para el operador de la planta la recolección de datos servirá como una verificación de sus observaciones visuales y proveerá de un registro del funcionamiento de la planta. Los registros también sirven para evaluar el funcionamiento de la planta con consultores externos y agencias regulatorias y para justificar modificaciones y verificar la causa de fallas.

Los registros deben mantenerse dentro de la planta y estar clasificados como:

- Informes
- Desempeño del equipo
- Desempeño del proceso

Informes

Estos registros contienen lecturas básicas y cálculos de todo el estado de la planta, libros de registro y manuales de operación y mantenimiento.

Los informes diarios deben contener información acerca de las condiciones climáticas, del flujo de agua residual, de las horas de operación de los equipos electromecánicos, del consumo de energía, de la producción estimada de material cribado, cantidad de arena y lodo seco puesto a disposición. En la Tabla 2.8 se presenta un ejemplo de un informe diario.

El operador puede leer parte de la información de los paneles de control de la planta. El resto de la información debe ser recolectada en las rondas por la planta.

Libro de registro de la planta

El libro de registro de la planta debe ser usado como un diario de la planta, el cual describa e interrelacione todos los movimientos para y de la planta, los suministros y repuestos con que se cuente, la disposición de residuos y sus cantidades, la entrada y salida de personal externo de mantenimiento y de la información o reportes recibidos interna o externa

Manual de operación y mantenimiento de la planta

El manual de operación y mantenimiento deben ser actualizado regularmente por el gerente de la planta en base a las nuevas experiencias (Wageningen Agricultural University, 1994).

Desempeño del equipo

Los registros del desempeño del equipo contienen toda la información de las actividades de operación y mantenimiento. Los registros consisten en el registro del mantenimiento, las órdenes de trabajo para el personal de mantenimiento y el control del inventario.

Los registros de mantenimiento describen cuando y cuál es el tipo de mantenimiento que debe realizarse. Los registros de mantenimiento están basados en programas de mantenimiento preventivo y son complementados, en caso de ser necesario, con órdenes del gerente de la planta, quien responde a las situaciones que se van presentando en la planta.

Los registros de mantenimiento deben ser completados con la información obtenida por el personal de mantenimiento cuando se realizan órdenes de trabajo específicas. Dicha información debe contener las actividades completas realizadas.

Para plantas de tratamiento pequeñas, los registros de mantenimiento pueden consistir en una lista cronológica de actividades. En plantas de mayor tamaño es aconsejable utilizar un sistema de tarjetas o un sistema de manejo por computadora. El sistema de cartas puede contener la información de cada pieza que puede ser reparada en la planta y debe mostrar las siguientes actividades de mantenimiento a realizar.

Desempeño del proceso

El funcionamiento del proceso es evaluado en

Tabla 2.8 Ejemplo de informe diario de un RAFA. (Wageningen Agricultural University, 1994)

REGISTRO DE INFORME DIARIO											
Día:	Mes:		Año:	Operador 1: Operador 2:							
	Suministro de energía		Rejillas	Desarenadores						Flujo	
	Tiempo		Estimado	En operación			En operación				
	Inicio	Apagado	(L d ⁻¹)	1	2	No. carretillas	1	2	No. carretillas	Tiempo	Lectura
Turno 1											
Turno 2											
	Producción de biogás			Efluente				Descarga de lodo			
	Tiempo	Lectura		Tiempo	Lectura		Temperatura	Volumen descargado		Muestras tomadas	
		1	2		1	2		1	2	1	2
Turno 1											
Turno 2											
	Lechos de secado				Muestras tomadas						
	Carga		Disposición								
	Lecho No.	Altura	Lecho No.	Altura							
Turno 1											
Turno 2											
Observaciones:											

dos lugares: directamente en la planta por el operador y en el laboratorio a través de análisis del afluente, efluente, lodo y gas. La información se registra en dos formas: el informe diario y la hoja de laboratorio.

a) .- Informe diario

El informe diario se llena por el personal de operación y recolecta la información completa de la planta. Los datos más importantes que debe contener este informe son: flujo de agua

residual, residuos, arena, producción de lodo, producción de gas, aspecto visual de la calidad del efluente y estado de cada etapa del proceso. Es importante que el operador se acostumbre a registrar cada observación de sus actividades, incluyendo cambios en el funcionamiento de la planta. El informe también debe incluir el registro de las muestras enviadas al laboratorio para confirmar después si todas las muestras enviadas fueron analizadas y para recolectar los datos obtenidos.

El informe diario debe llenarse una vez al día en plantas pequeñas y una vez en cada cambio de turno para plantas grandes.

b) .- Hoja de laboratorio

Las hojas de laboratorio son usadas para transcribir todos los datos de laboratorio de forma tal que puedan ser utilizados para su posterior procesamiento. Las hojas de laboratorio deben tener espacio libre para cálculos importantes, tales como, eficiencias, cargas, etc. Es recomendable vaciar los datos de laboratorio a una computadora para que los cálculos importantes puedan realizarse automáticamente.

La frecuencia de los análisis depende del tamaño de la planta y de los datos requeridos por las autoridades correspondientes, ya que los estándares de calidad del efluente varían de un país a otro. Para el control del proceso son importantes los parámetros DQO, DBO, sólidos y nitrógeno, además de parámetros generales tales como temperatura, pH y alcalinidad. En la Tabla 2.9 se presentan en forma resumida los programas analíticos para diferentes tamaños de plantas de tratamiento.

Reporte de evaluación del proceso

El reporte de evaluación mensual consiste en una hoja de datos que contiene toda la información esencial del funcionamiento de la planta durante el mes completo y un reporte en el cual se describen las principales recomendaciones y una interpretación de los resultados. La hoja de evaluación es llenada por los ingenieros de proceso. En esta hoja se recopila la información de los informes diarios, de los informes de laboratorio, los cálculos de las eficiencias de tratamiento, cargas orgánicas y otros parámetros importantes para la evaluación del funcionamiento de la planta. El reporte es individual para cada RAFA existente en la planta.

El reporte de evaluación mensual es finalizado por el gerente de proceso. El reporte de la planta se basa en el libro de registro, informes de la planta e informes de laboratorio.

La hoja de evaluación se acompaña de graficas de DQO del afluente y efluente, DBO del afluente y efluente, producción de gas y eficiencias de remoción de DQO, DBO y sólidos suspendidos totales.

2.3. MANTENIMIENTO DEL PROCESO

2.3.1 MANTENIMIENTO DIARIO

El mantenimiento diario del RAFA consiste principalmente de operaciones de limpieza. El sistema de distribución del afluente consiste en una serie de divisiones del flujo sobre un vertedor dentado en V (V-notch). Estos

vertederos pueden obstruirse fácilmente, lo que provoca una distribución inadecuada del flujo. El sistema de distribución del afluente, debe ser limpiado diariamente.

Los canales del efluente están provistos con vertedores dentados, los cuales deben ser limpiados diariamente para evitar el crecimiento de algas y su obstrucción.

Ocasionalmente la capa flotante, normalmente presente en la superficie del agua de los reactores, presenta un crecimiento excesivo. Cuando esta capa excede un grosor de 5 cm, debe ser removida. El material retirado no puede ser introducido nuevamente en el reactor para su tratamiento, puesto que tiende a flotar nuevamente (Wageningen Agricultural University, 1994).

2.3.1.1 Sistema de alimentación

El sistema de alimentación es propenso a la obstrucción, lo cual puede verificarse fácilmente mediante una revisión visual del flujo en las cajas de distribución. Si existe una obstrucción del flujo, se observará en la parte superior del reactor un flujo no homogéneo. La obstrucción del sistema de alimentación disminuirá la eficiencia del reactor ya que parte del lodo no recibirá agua residual. Por lo tanto la verificación del sistema de alimentación se debe realizar diariamente (Wageningen Agricultural University, 1994).

Los bloqueos de los tubos de entrada pueden ocurrir como resultado de la no eliminación de los residuos, tales como plástico, aguas arriba del RAFA, o debido a los lodos y/o arenas que

Tabla 2.9 Frecuencia de análisis para diferentes tamaños de plantas. Wageningen Agricultural University, (1994)

	Tamaño de planta		
	Pequeña <10 000 habitantes	Mediana 10 000-50 000 habitantes	Grande >50 000 habitantes
Biogás			
Producción de gas	Diariamente	Diariamente	Diariamente
Composición del gas	Esporádicamente	Esporádicamente	Mensualmente
Afluente/Efluente			
pH	Diariamente	Diariamente	Diariamente
Temperatura	Diariamente	Diariamente	Diariamente
DQOtotal	Semanalmente	Diariamente	Diariamente
DQOsoluble	Mensualmente	Semanalmente	Diariamente
DBOtotal	Mensualmente	Mensualmente	Semanalmente
DBOsoluble	Esporádicamente	Esporádicamente	Esporádicamente
SST	Semanalmente	Semanalmente	Diariamente
SSV	Mensualmente	Semanalmente	Diariamente
NTK	Bimestralmente	Mensualmente	Semanalmente
N-NH ₃	Bimestralmente	Bimestralmente	Semanalmente
P total	Bimestralmente	Mensualmente	Semanalmente
Alcalinidad	Bimestralmente	Mensualmente	Semanalmente
Lodo			
Actividad metanogénica	Esporádicamente	Bimensualmente	Bimestralmente
Estabilidad	Esporádicamente	Esporádicamente	Esporádicamente
Perfil de lodos	Esporádicamente	Bimestralmente	Mensualmente
Sedimentabilidad	Esporádicamente	Mensualmente	Mensualmente

Tabla 2.10 Formato mensual de datos de laboratorio: Afluente y efluente. Wageningen Agricultural University, (1994)

Hoja mensual de concentración de contaminantes en la operación del RAFA												
Mes:			Año:		Operador 1:							
					Operador 2:							
Día	Afluente						Efluente					
	Gasto (m ³ d ⁻¹)	DQOt (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	AGV (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	DQOt (mg L ⁻¹)	DQOs (mg L ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	AGV (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	
1												
2												
3												
4												
5												
6												
7												
8												
9												
10												
11												
12												
13												
14												
15												
...												
23												
24												
25												
26												
27												
28												
29												
30												
31												

obstruyen el punto de salida de las tuberías de entrada.

En la mayoría de las plantas de tratamiento a escala completa el problema de los desechos de obstrucción del sistema de distribución del afluente se evita mediante la instalación de rejillas de paso con una distancia entre barras de 6 mm, antes de que el agua residual ingrese al reactor anaerobio de flujo ascendente.

La tasa de la obstrucción de las tuberías de entrada, debido a la acumulación de arenilla se puede reducir en gran medida por la instalación de un sistema adecuado de eliminación de arenas. Sin embargo, incluso con un sistema de malla fina y desarenador que funcione correctamente, la obstrucción de las tuberías de entrada podrá ocurrir ocasionalmente. Por lo tanto siempre se requiere un método eficaz para identificar y eliminar los bloqueos, ver

Tabla 2.11 Tabla Formato mensual de datos de laboratorio para el biogás. Wageningen Agricultural University, (1994)

1997)

Formato mensual producción de biogás en el RAFA														
Mes:					Año:					Operador 1:				
										Operador 2:				
Día	Reactor 1							Reactor 2						
	Tiempo	Medida	Biogás	Tasa	%CO ₂	%H ₂ S	%CH ₄	Tiempo	Medida	Biogás	Tasa	%CO ₂	%H ₂ S	%CH ₄
1														
2														
3														
4														
5														
6														
7														
8														
9														
10														
11														
12														
13														
14														
15														
...														
23														
24														
25														
26														
27														
28														
29														
30														
31														

Ilustraciones 2.13, 2.14, 2.15 y 2.16. La identificación de los tubos de entrada que se han bloqueado puede ser observada cuando el nivel del líquido se incrementa.

2.3.1.2 Canaletas del efluente

Las canaletas son esenciales para la remoción del efluente de los reactores, si la canaleta no se encuentra nivelada y el agua de los vertedores

no está al mismo nivel en todos los dientes, el flujo será irregular, lo que provocará una concentración mayor de sólidos. De igual forma, un bloqueo en los vertedores provocará un flujo irregular del efluente. Las canaletas del efluente deben ser revisadas regularmente (cada dos días), para mantener su nivel y remover cualquier material que pudiera bloquear el flujo del efluente.

Tabla 2.12 Formato mensual de datos de eficiencias de la planta. Wageningen Agricultural University, (1994)

Formato mensual producción de biogás en el RAFA														
Mes:					Año:					Operador 1: Operador 2:				
Día	Flujo (m ³ d ⁻¹)	DQOt			DBOt			SST			Biogás	Lodo		
		Afluente mg L ⁻¹	Efluente mg L ⁻¹	Remoción (%)	Afluente mg L ⁻¹	Efluente mg L ⁻¹	Remoción (%)	Afluente mg L ⁻¹	Efluente mg L ⁻¹	Remoción (%)	Eficiencia (%)	Contenido (kg)	Remoción (kg)	TRS (d)
1														
2														
3														
4														
5														
6														
7														
8														
9														
10														
11														
12														
13														
14														
15														
...														
23														
24														
25														
26														
27														
28														
29														
30														
31														

El mantenimiento regular de las canaletas consiste en las siguientes actividades:

- Limpieza de la parte superior del reactor
- Limpieza del vertedor con una escoba
- Remoción de los sólidos en las canaletas con un cepillo o con un chorro de agua
- Remoción de la capa flotante de la parte superior del reactor

2.3.1.3 Proceso biológico

Realizar el mantenimiento diario del proceso biológico en el RAFA siguiendo las indicaciones de los apartados anteriores. Revisar los datos del efluente y mantener bajo estricto control el tiempo de retención de sólidos. Se deben recolectar y revisar los datos de funcionamiento de la planta. Si el flujo del agua residual, la producción de biogás y las concentraciones del efluente son normales, no se debe tomar ninguna medida.

Ilustración 2.13 Imagen de una caja de distribución mal diseñada (Van Lier, et al., 2010)

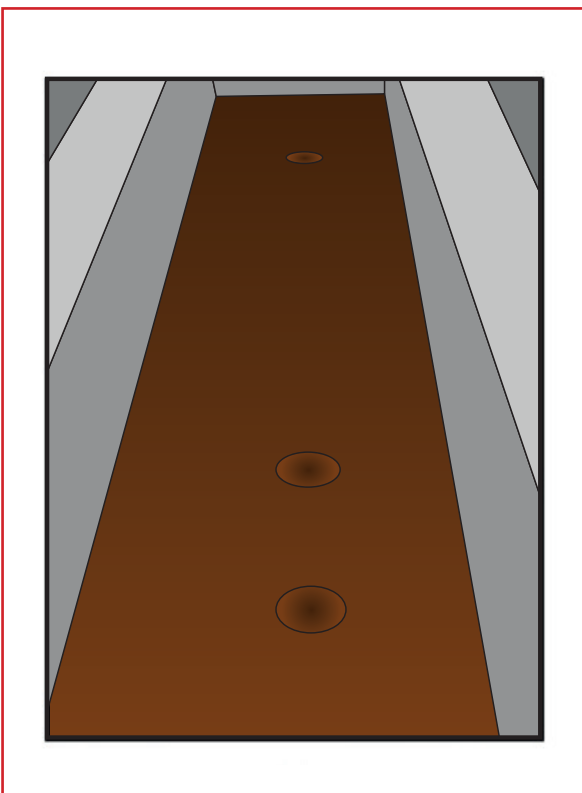


Ilustración 2.14 Estructura de entrada bloqueada (Van Lier, et al., 2010)

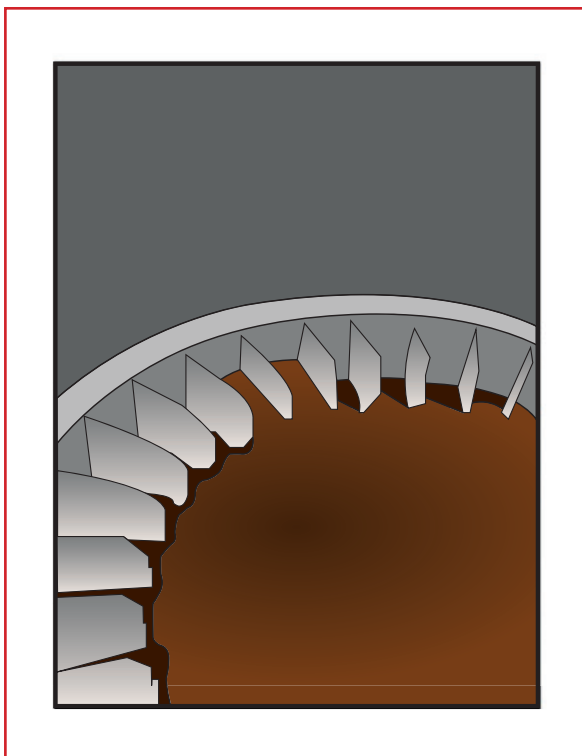
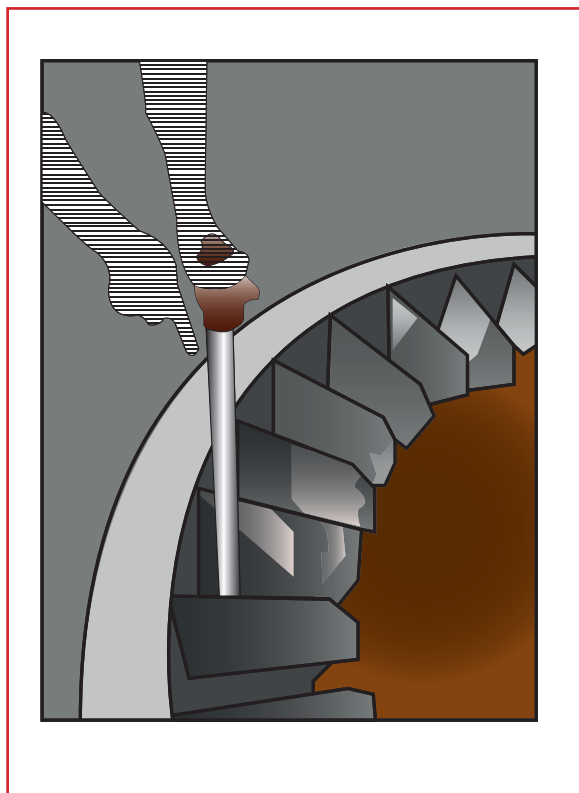


Ilustración 2.15 Imagen de desbloqueo de estructura de entrada (van Lier, et al., 2010)

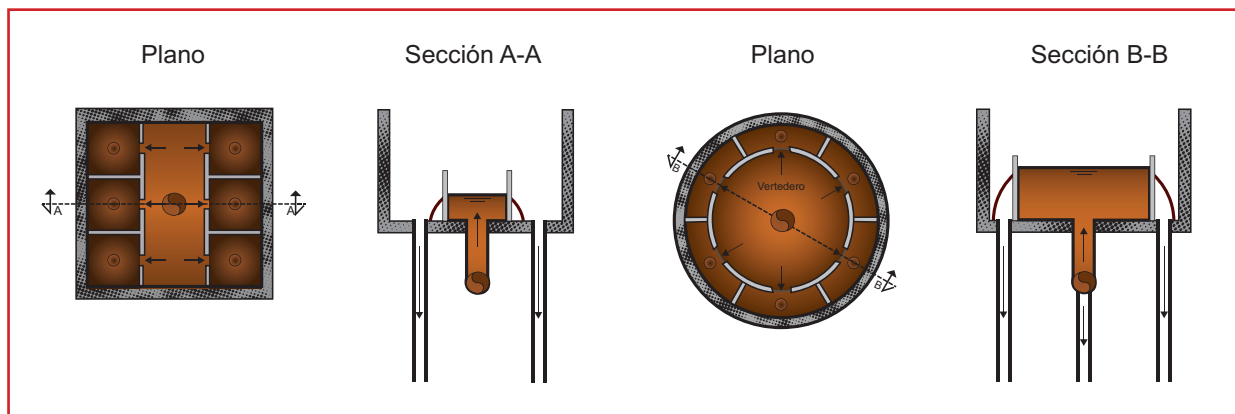


2.3.1.4 Mantenimiento preventivo

Se debe elaborar y ejecutar un cuidadoso programa de mantenimiento para el RAFA. Las cajas de distribución del afluente y las canaletas del efluente son componentes que requieren especial cuidado. El constante contacto con el agua y el aire resulta en un ambiente altamente corrosivo. Solo los materiales que sean mantenidos y protegidos adecuadamente tendrán un tiempo de vida prolongado.

Las válvulas en el sistema de distribución del afluente y la tubería de descarga de lodos deben ser revisadas constantemente para su correcto funcionamiento y deben ser engrasadas de acuerdo a sus especificaciones.

Ilustración 2.16 Imágenes de cajas de distribución (van Lier, et al., 2010)



Se debe revisar por lo menos una vez por año el correcto nivel de las canaletas del efluente. Las canaletas deben estar colocadas horizontalmente y al mismo nivel. Durante esta revisión los tornillos de ajuste deben ser lubricados.

El reactor debe ser vaciado completamente cada 5 años o más frecuentemente cuando se presenten obstrucciones en los tubos de alimentación del afluente. En el periodo de mantenimiento, el material inerte acumulado en la superficie del reactor debe ser removido. Después de una limpieza completa se debe realizar una inspección general intensiva, (Wageningen Agricultural University, 1994).

2.4. RESUMEN DE PROBLEMAS OPERACIONALES Y SOLUCIONES

Si se presentan problemas en el proceso biológico, se deben definir las actividades a seguir para resolverlos. La verificación de los parámetros del efluente, es decir, de la DQO soluble y la producción de biogás, indican si el lodo funciona de manera adecuada. La verificación del contenido de SST (sólidos suspendidos totales)

en el efluente y en el reactor y la remoción de lodo pueden alterar el tiempo de retención de los sólidos (TRS) en el reactor (Wageningen Agricultural University, 1994).

Si la DQO soluble en el efluente es normal, la descomposición de la materia orgánica soluble es buena y por lo tanto el reactor funciona de manera correcta. Si la DQO soluble en el efluente es demasiado alta, se debe calcular la producción específica de gas. Si este valor es bajo, se debe realizar una prueba de actividad metanogénica al lodo. Una baja producción específica de gas o actividad metanogénica pueden indicar altas concentraciones de compuestos tóxicos en el agua residual.

Si la producción específica de gas es normal, se debe revisar la DQO del afluente. Si la concentración es alta, esta puede ser la razón por la cual la DQO del efluente también es alta. El TRH debe ser verificado, si éste es demasiado bajo, entonces la sobrecarga puede causar altas concentraciones de DQO soluble en el efluente. Si el TRH y DQO en el afluente son normales pero se mantienen altas concentraciones en el efluente, posiblemente la cantidad de lodo en el reactor no es suficiente. Con una alta carga de sólidos el TRS puede disminuir disminuyendo la estabilidad del lodo (Wageningen Agricultural University, 1994).

Si los SST en el efluente son altos pueden indicar un lavado y arrastre de los lodos del reactor. Contrariamente, el TRS puede disminuir por debajo del valor mínimo de 12.5 días. Si los SST en el efluente son normales, se deben verificar los SST en el afluente. Altas concentraciones de SST en el afluente pueden ser causadas por una sobrecarga hidráulica o por sobrecarga de sólidos. El resultado es el mismo: una disminución en el TRS por debajo del nivel mínimo. Si el contenido de ceniza del lodo es también muy alto o muy bajo, puede tener efectos negativos en el lodo. Un alto contenido de cenizas puede significar un menor espacio en el reactor para las bacterias y un bajo contenido de cenizas sea asocia con baja sedimentación del lodo (Wageningen Agricultural University, 1994).

La producción de gas y la producción específica de gas (relacionada a la cantidad de lodo en el reactor) pueden ser calculadas diariamente. Si ambos parámetros son normales, no se presentan problemas. Si ambos parámetros son bajos, probablemente existan problemas de degradación del material orgánico o problemas con la recolección del gas. Si no se detectan posibles causas de esto, se debe realizar una verificación de fugas en el reactor. Si la producción de gas diaria es baja pero la producción específica de gas es normal, la carga

del afluente es muy baja. Si es al revés, el reactor esta sobrecargado (Wageningen Agricultural University, 1994).

La producción de lodo también es un parámetro de control muy importante para el proceso biológico. Si es más baja de lo esperado, la proporción de componentes solubles en el agua residual es mayor a la planeada. Si es muy alta, el TRS puede ser muy bajo. Una alta producción de lodos puede ser causada por acumulación de la materia orgánica con baja biodegradabilidad en el lodo o por una sobrecarga de sólidos (Wageningen Agricultural University, 1994).

El principal problema operacional es el taponamiento de las tuberías de alimentación del reactor. Para destapar las tuberías es necesario introducir agua a presión en las tuberías obstruidas, si no se destapan de esta manera, entonces es necesario introducir una vara flexible para remover la obstrucción (Wageningen Agricultural University, 1994).

Una información que puede ayudar a detectar y corregir problemas del funcionamiento de los reactores anaerobios se presenta en la Tabla 2.13 referente al caudal y las características del agua residual a tratar, en la Tabla 2.14 acerca del funcionamiento de un RAFA y en la Tabla 2.15 de las características de los lodos en el reactor.

Tabla 2.13 Caudal y características del afluente (Chernicharo C. , 2007)

Observación	Causa probable	Verificar	Solución
Caudal siempre inferior al esperado	Población o contribución per cápita menor que el valor de diseño	Dispositivo de medición de caudal	Aumentar la población servida
El caudal de repente inferior a la esperada	Obstrucciones en el sistema de alcantarillado	Desbordamiento en el área de contribución	Desbloquear las alcantarillas
Caudal siempre mayor que el esperado	Población o contribución per cápita superior al valor de diseño	Dispositivo de medición de caudal	Aumentar la capacidad de tratamiento
Picos diarios superiores a los esperados	Ecualización menor a la esperada	Dispositivo de medición de caudal	Considerar tanque de igualación
Picos irregulares repentinos	Sistema combinado o conexión cruzada con alcantarillas de aguas pluviales	Coincidencia con las lluvias	Verificar conexiones
Caudal a veces superior a la esperada	Gran infiltración de aguas subterráneas	Coincidencia con las lluvias	Encontrar los puntos de infiltración
pH más alto o más bajo de lo normal	Aguas residuales industriales	Existencia de otras aportaciones	Buscar las fuentes de aportaciones para corregir el problema
Temperatura más alta o más baja que la normal	Residuos industriales	Existencia de otras aportaciones	Buscar las fuentes de aportaciones para corregir el problema
Sólidos sedimentables más grandes de lo normal	Vertido de residuos sólidos domésticos o industriales en el sistema de alcantarillado	Naturaleza de los sólidos sedimentables	Buscar las fuentes para corregir el problema

Tabla 2.14 Funcionamiento del reactor anaerobio de flujo ascendente (Chernicharo C. , 2007)

Observación	Causa probable	Verificar	Solución
Distribución desigual del afluente	Estructura de distribución no nivelada	Nivel de la estructura de distribución	Nivelar la estructura de distribución
Tubo de distribución no recibe las aguas residuales	Bloqueo	Bloqueo	Desbloquear
Recolección no uniforme de efluente	Estructura de la recolección no nivelada Capa superficial obstruye puntos de recolección	Nivel de la estructura de recolección del efluente Condiciones de caudal	Nivelar la estructura de recolección del efluente Retirar la obstrucción
Contenido alto de sólidos sedimentables en el efluente	Excesiva carga hidráulica Sólidos excesivos en el reactor	Caudal Masa de lodos	Reducir el caudal Retiro del exceso de lodo
Producción de biogás menor de lo normal	Fuga de biogás	Recolección de biogás	Eliminar las fugas
	Medidor de biogás defectuoso	Medidor de biogás	Reparar o reemplazar
	Caudal reducido	Caudal del afluente	Identificar la causa y actuar
	Material tóxico en el afluente	Prueba de AME	Identificar y actuar sobre las fuentes de material tóxico
Producción de lodos superior a la normal	Carga orgánica excesiva	Prueba de AME y estabilidad	Reducir la carga orgánica
	Lodos sobrecargados	Estabilidad de lodos	Reducir la carga aplicada
	Sólidos gruesos y/o inorgánicos entrando en el reactor	Operación de pretratamiento	Restablecer el funcionamiento de las unidades de pretratamiento
Producción de lodos más baja de lo normal	Caudal pequeño Retención de lodos insuficientes	Caudal del afluente Separador de fases; sólidos sedimentables en el efluente	Identificar la causa y actuar Reparación del separador
Lodos con alto porcentaje de sólidos inorgánicos	Desarenador defectuoso	Velocidad en el sedimentador	Disminuya la velocidad en el desarenador
	Velocidad baja de flujo ascendente en el reactor	Velocidad ascendente	
Crecimiento rápido de lodo flotante	Excesiva carga hidráulica	Cargas orgánicas e hidráulicas	Reducir la carga
Reducción de la eficiencia en la remoción de materia orgánica	Carga excesiva Deficiente distribución del afluente	Carga Sistema de distribución del afluente (estudios de seguimiento)	Reducir la carga Reparar la falla
AME (Actividad metanogénica específica)			

Tabla 2.15 Características de los lodos en el reactor (Chernicharo C. , 2007)

Observación	Causa probable	Verificar	Solución
AME inferior al esperado	Entrada de sólidos inertes	Sólidos sedimentables en el afluente	Reducir fuente o revisar el pretratamiento
	Sobrecarga	La estabilidad del lodo y la eficiencia de remoción de la materia orgánica	Reducir la carga
	Presencia de material tóxico	Prueba de lodos almacenados	Identificar y actuar sobre las fuentes de materiales tóxicos
Estabilidad pobre	Sobrecarga de lodos	Carga orgánica específica	Reducir la carga específica
Índice volumétrico de lodos alto	Materia orgánica biodegradable	Estabilidad	Reducir la carga orgánica
	Carga hidráulica baja	Velocidad de flujo ascendente	Incrementar al dragado temporalmente
Pobre sedimentabilidad	Flóculos dispersos debido a la excesiva carga orgánica	Estabilidad de lodos	Reducir la carga
	Presencia de material tóxico	AME de los lodos	Identificar y actuar sobre las fuentes de materiales tóxicos
Incremento de la producción específica de lodos	Floculación sin metabolismo	Estabilidad de lodos	Reducir la carga orgánica específica
Incremento de la fracción inorgánica	Entrada de limo y arena	Velocidad en el desarenador	Reducir la velocidad en el desarenador
	Baja velocidad de flujo ascendente	Velocidad ascendente en el reactor	Incrementar la carga hidráulica

3

FILTROS ANAEROBIOS DE FLUJO ASCENDENTE

Un filtro anaerobio empacado de flujo ascendente proporciona una zona para la acumulación y desarrollo de agregados celulares que no están propensos al lavado y una superficie en la cual se facilita la acumulación de la biopelícula, lo que permite un periodo de arranque más corto ya que la cantidad de inóculo que es retenido es mayor, sin embargo, el factor limitante es el costo que involucra el material de empaque. Es preferible utilizar inóculo granular en el arranque de los filtros anaerobios, pero no es necesario, se puede utilizar lodo anaerobio municipal ordinario si no se requiere de un tiempo de arranque corto.

Originalmente los filtros anaerobios de flujo ascendente estaban empacados al 100 por ciento y tenían una mayor fracción de biomasa disponible. Las condiciones pasivas dentro de la parte interna del empaque en el filtro permitieron el crecimiento óptimo de grandes agregados de biomasa, lo que con el tiempo se convirtió en un problema de operación de los filtros.

Una empresa localizada en Spokane, Washington, Estados Unidos construyó el primer prototipo anaerobio puesto en operación en los Estados Unidos, inicialmente se seleccionaron piedras de 8 cm como material de empaque, sin embargo, este medio no dio buenos resultados debido a su baja porosidad. El

filtro anaerobio ha sido utilizado principalmente para el tratamiento de agua residual industrial aunque a escala limitada (Speece, 1996).

Los filtros anaerobios a escala real han sido adecuados para el tratamiento de varios tipos de aguas residuales industriales, sin embargo, para aguas residuales municipales, el sistema no es muy utilizado. Cuando se utilizan filtros anaerobios para el tratamiento de agua residual municipal frecuentemente se utilizan tanques sépticos como pretratamiento con la finalidad de reducir la obstrucción en el lecho filtrante (van Haandel & van der Lubbe, 2007).

El filtro anaerobio de flujo ascendente es un reactor de cama empacada (Ilustración 3.1) el flujo del agua residual asciende a través de los espacios intersticiales entre el empaque y el crecimiento de biomasa. El proceso opera en forma inundada. El material de empaque puede ser: piedras, plásticos corrugados transversales al flujo o módulos tubulares, y anillos pall de plástico. En la operación se han utilizado velocidades bajas en el flujo ascendente para prevenir el lavado de la biomasa. Con el tiempo de operación, los sólidos y la biomasa acumulada en el empaque puede causar taponamiento y corto circuito. En este punto, los sólidos deberán ser removidos por lavado y drenado del empacado.

El reactor anaerobio de flujo ascendente puede ser empacado con soportes plásticos o con piedras de 3 a 5 cm de diámetro promedio. El coeficiente de vacío debe ser grande para evitar el taponamiento, lo que en algunos casos se traduce en un área específica inferior a $100\text{m}^2\text{ m}^{-3}$. El área superficial del soporte parece tener poca influencia en la eficiencia de remoción a partir de $100\text{ m}^2\text{ m}^{-3}$, además un soporte con alta área específica generalmente aumenta el riesgo de taponamiento (excepto con la roca, que tiene problemas de este tipo a pesar de su baja área específica). Debido a la distribución desordenada del soporte, las purgas de lodo no han resultado ser efectivas, lo que provoca una acumulación lenta pero constante de biomasa que con el tiempo puede crear problemas de taponamiento (Álvarez, 2006).

Los filtros anaerobios se componen de tres partes o zonas funcionales: zona de entrada, zona empacada y zona de salida.

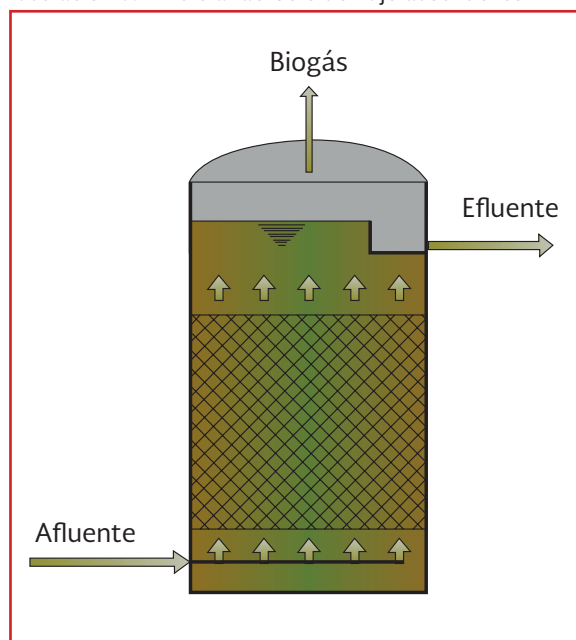
En la configuración del filtro sin fondo falso, el medio de soporte es ocupado en su totalidad en el volumen del reactor, lo que conlleva a un posible taponamiento si el material no es uniforme e idealmente de alta porosidad; en cambio en la configuración con fondo falso, se promueve una mejor sedimentabilidad del floculo y menor riesgo de taponamiento (Castaño, 2002).

En la zona empacada se encuentra el medio filtrante, el cual ejerce influencia sobre la eficiencia, ya que el medio actúa como separador líquido-gas, también ayuda a proveer un flujo uniforme del agua residual reduciendo las posibilidades de pasos directos a través del reactor, propiciando un mayor contacto del residuo con la biomasa, además el medio retiene la biomasa adherida o en suspensión,

generando altos tiempos de retención celular, indispensables para el mejor funcionamiento del sistema (Castaño, 2002).

La zona de salida además de recibir y permitir la salida del efluente del filtro, tiene la función de distribución adecuada del caudal de salida. La configuración de la zona de salida afecta también la distribución a través del medio, lo que puede ocasionar cortos circuitos que afectarían la eficiencia del proceso (Castaño, 2002).

Ilustración 3.1 Filtro anaerobio de flujo ascendente



3.1. RETENCIÓN DE LA BIOMASA

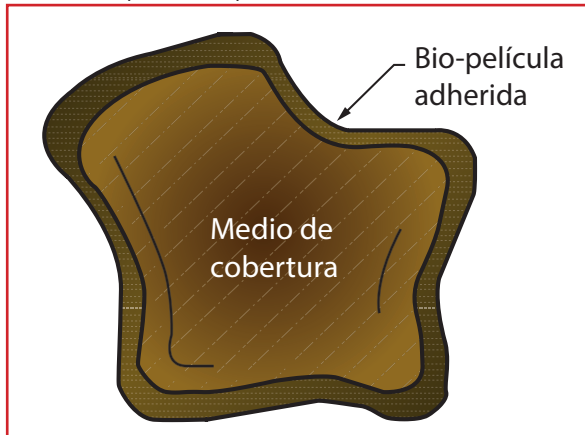
Retención por adhesión

Los hábitats de los microorganismos en sistemas acuosos, tales como los digestores anaerobios, son muy diversos, y su supervivencia y crecimiento dependen de factores tales como la temperatura, la disponibilidad de nutrientes y la estratificación. Los organismos suelen superar la inestabilidad del entorno en el que viven

mediante la unión a una superficie. La capacidad de unión de las bacterias es impresionante. Sus estructuras superficiales parecen permitir alguna forma de control de la adherencia, mientras que sus dimensiones microscópicas garantizan que apenas se sometieron a las fuerzas de cizallamiento que se producen naturalmente en el medio.

Esta forma de inmovilización de microorganismos, mediante la adhesión, es posible en superficies fijas, como en los procesos anaerobios con una cama fija (por ejemplo, filtro anaerobio), o en superficies, como en los procesos anaerobios de lechos expandidos y fluidizados en movimiento. La ilustración 3.2 presenta una figura que muestra la formación de biopelículas adheridas a un medio de soporte.

Ilustración 3.2 Formación de biopelículas adheridas a un medio de soporte. Adaptado de Chernicharo C., (2007)



Retención por floculación

La floculación tiene un significado práctico en el tratamiento de aguas residuales, ya que las microestructuras floculantes se pueden separar fácilmente de la fase líquida por sedimentación. El fenómeno de la floculación es particularmente importante en los procesos de dos etapas y de reactores anaerobios de flujo ascendente. El

crecimiento de bacterias en flóculos no es necesario para una eliminación eficiente del sustrato, pero es esencial para garantizar un efluente con baja concentración de sólidos en suspensión.

Retención por granulación

En términos de tratamiento de aguas residuales, el fenómeno de la granulación (formación de gránulos) parece estar restringido a los reactores RAFA (y sus variantes) y, en menor medida, a los filtros anaerobios. Esto se asocia generalmente con el tratamiento de las aguas residuales ricas en hidratos de carbono y ácidos volátiles.

Chernicharo C. , (2007) citando a (Lettinga, *et al.*, 1980); (Hulshoff Pol, *et al.*, 1984); (Wiegant & Lettinga, 1985)), mencionan que: Los mecanismos que controlan la selección y formación de gránulos están relacionados con factores físicos, químicos y biológicos, incluyendo:

- Las características del sustrato (concentración y composición)
- La compresión gravitacional de las partículas de lodo y la tasa superficial de la liberación de biogás
- Las condiciones ideales para el crecimiento de las bacterias metanogénicas, tales como la presencia de cationes bivalentes
- La velocidad de flujo ascendente del líquido a través del lecho de lodos

Particularmente importante es la velocidad de flujo ascendente del líquido, que proporciona una presión constante selectiva sobre los microorganismos que comienzan a adherirse entre sí y por lo tanto conduce a la formación de gránulos que presentan buena sedimentabilidad.

Los gránulos generalmente tienen un aspecto bien definido y pueden ser de varios milímetros de diámetro y se acumulan en grandes cantidades en el reactor. La configuración granular presenta varias ventajas desde el punto de vista de ingeniería. En la disposición de la biomasa en gránulos, las diferentes poblaciones bacterianas parecen grupos selectivamente de capas, uno encima del otro, por ejemplo como el modelo propuesto por Guiot, *et al.*, (1992) para el sustrato y la difusión del producto (Ilustración 3.3).

Retención intersticial

Este tipo de inmovilización de la biomasa se produce en los intersticios (Ilustración 3.4) de medios de soporte estacionario, como es el caso de los reactores anaerobios de lecho fijo. Las superficies del medio sirven como soporte para el crecimiento bacteriano adjunto (formación de la biopelícula), mientras que los espacios vacíos en el material de empaque están ocupados por microorganismos que crecen dispersamente.

3.2. ARRANQUE Y ESTABILIZACIÓN

Usualmente el arranque de filtros anaerobios para el tratamiento de agua residual doméstica no ha recibido mucha atención, posiblemente debido a los siguientes aspectos (Chernicharo C. , 2007):

- Los filtros anaerobios han sido aplicados principalmente al tratamiento de agua residual de pequeñas poblaciones (menores a 500 habitantes)
- Estos reactores provistos con un medio de empaque, aseguran un largo tiempo de retención de sólidos y biomasa en el sistema, lo que favorece su arranque

Sin embargo, los filtros anaerobios pueden ser arrancados de forma similar a los RAFAs, es decir:

- Sin inóculo
- Con inóculo no aclimatado al tipo de agua residual a tratar y
- Con inóculo adaptado al tipo de agua residual a tratar

Ilustración 3.3 Estructura de microorganismos en un gránulo. Adaptado de Chernicharo C., (2007)

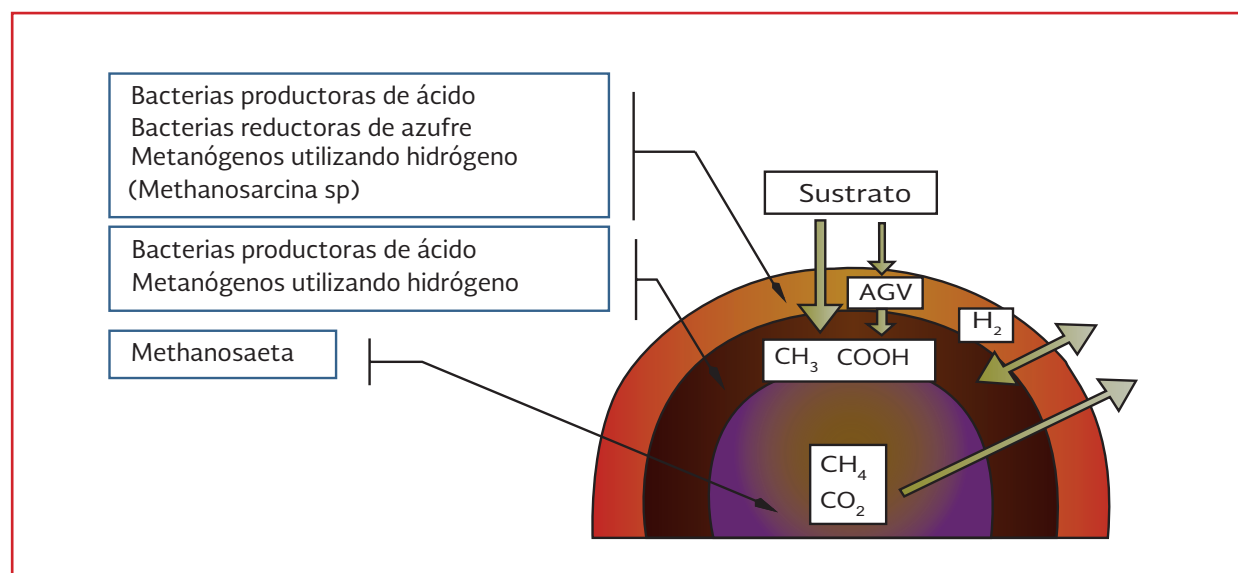
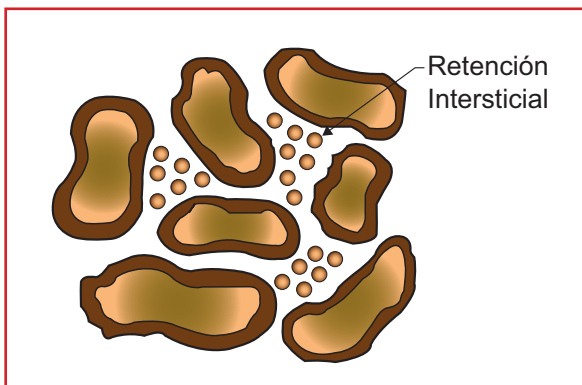


Ilustración 3.4 Retención de biomasa intersticial.
Adaptado de Chernicharo C., (2007)



La etapa de arranque de un reactor anaerobio es el periodo durante el cual la biomasa anaerobia se aclimata (adapta) a las características del agua residual. La duración de la etapa de arranque dependerá de características ambientales, adaptación del sustrato al inóculo, de la calidad constante del efluente y una masa de lodo suficiente que no varíe cualitativamente con el tiempo. Generalmente se identifica el final del arranque en lo que respecta a la biomasa, con la aparición del fenómeno de granulación y/o formación de una biopelícula estable.

En el arranque de un reactor anaerobio hay dos factores fundamentales: la biomasa (los microorganismos) y las características del agua a tratar (afluente). La biomasa que se forma en el reactor anaerobio consiste en una mezcla de microorganismos estrictamente anaerobios. De acuerdo al origen de la biomasa (inóculo) será el tiempo que se requiera para la adaptación al medio anaerobio.

Los filtros anaerobios pueden iniciar su operación en forma similar al inicio de operación de un RAFA, como es sin la utilización de un inóculo, con un inóculo no adaptado al agua residual a tratar o con un inóculo adaptado al tipo de agua residual a tratar, (Chernicharo C. , 2007).

El arranque de reactores tratando aguas residuales domésticas ha sido mucho más sencillo que el de reactores tratando aguas residuales industriales, ya que las características de las primeras proporcionan una capacidad buffer (amortiguamiento) suficiente, que evitan la acidificación cuando existe acumulación de los productos de la fermentación ácida, debido principalmente a que en esta fase la población metanogénica es aún muy pequeña para convertirlos eficientemente (van Haandel & Lettinga, 1994).

La selección del origen del inóculo dependerá de la disponibilidad de la biomasa, del costo, de la disponibilidad de tiempo para la puesta en marcha y de condiciones ambientales tales como temperatura y potencial de hidrógeno.

El tiempo de puesta en marcha de un reactor es muy variado, por lo que no se puede generalizar, dependerá de cada reactor, de las condiciones de alimentación y de los factores ambientales. Es muy importante el monitoreo durante esta etapa. Deberán tomarse muestras de distintos parámetros en el reactor, al menos diariamente para determinar pH, temperatura, concentración de sólidos suspendidos volátiles. También deberá evaluarse a diario la calidad del líquido a tratar y del efluente del reactor midiendo: caudales, potencial de hidrógeno, demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales y volátiles y temperatura.

El arranque de los reactores anaerobios se puede definir como un periodo de transición inicial, marcado por inestabilidades operacionales. Básicamente, puede conseguirse de tres formas:

- La primera es utilizar inóculo adaptado a las aguas que serán tratadas; en este caso,

el arranque se da de una forma rápida y satisfactoria, se evita la necesidad de aclimatar el lodo

- Otra forma es utilizar inóculo no adaptado al tipo de aguas que se pretende tratar, aquí el arranque del sistema pasa por una etapa de aclimatación, incluyendo una fase de selección microbiana
- La tercera forma de lograr el arranque del sistema es que el filtro genere su propio lodo, ésta se considera una de las formas más desfavorables ya que se puede tardar desde cuatro hasta seis meses para lograr el funcionamiento adecuado del sistema

Existen diversas metodologías para el arranque de los reactores anaerobios, las cuales se basan fundamentalmente en el seguimiento de los parámetros de operación y dependiendo de la estabilidad del sistema, en el aumento paulatino de la carga. Se han podido definir tres fases en el arranque (Campos & Anderson, 1991), (Lettinga, *et al.*, 1980) y (Rodríguez, 2003)).

1. Adaptación primaria y crecimiento de bacterias degradadoras de los ácidos acético y propiónico
2. Formación de una biomasa anaerobia metanogénica activa
3. Formación de un lodo granular, si las condiciones del sustrato lo permiten

El arranque se inicia con la aplicación de cargas orgánicas bajas, las cuales se incrementan cuando la estabilidad del sistema es adecuada, en lo que se refiere principalmente a contenido de AGV y remoción de materia orgánica. Durante el arranque, existe peligro de sobrecarga orgánica y si esta ocurre, la fermentación ácida puede volverse predominante sobre la fermentación metanogénica, resultando en la acidificación del

sistema, es por ello que el arranque se inicia a cargas orgánicas bajas, monitoreando el proceso (Rodríguez, 2003).

Se considera finalizado el arranque cuando, al mantener condiciones de alimentación constantes, se presenta una producción diaria constante de biogás y el efluente del reactor presenta concentración estable (Lobo, 2005).

3.2.1 PARÁMETROS QUE CONTROLAN EL ARRANQUE DE LOS TRATAMIENTOS ANAEROBIOS

En Speece, (1996) se menciona que los parámetros de eficiencia para el arranque de los filtros anaerobios fueron propuestos por (Bonastre & Paris, 1989). Los parámetros de seguimiento son:

- Cantidad y calidad del inóculo
- Composición del sustrato
- Nutrientes y potencial buffer del sustrato
- TRH inicial
- Dirección del flujo
- Tasa de recirculación
- Tipo de reactor

Algunas observaciones realizadas en diferentes estudios se presentan en la Tabla 3.1 sobre el arranque de un filtro anaerobio.

Volumen de inóculo para el arranque del proceso.

El volumen de inóculo para el arranque del sistema es determinado en función de la carga biológica inicialmente aplicada. La carga biológica es un parámetro que caracteriza la carga orgánica aplicada al sistema, en relación

Tabla 3.1 Observaciones de varios autores en el arranque de filtros anaerobios (Speece, 1996)

Referencia	Observación
Camilleri, (1988)	Existe una rápida inmovilización cuando el sustrato es azúcar. La inmovilización es más lenta cuando se utiliza almidón como sustrato Se presentan efectos tóxicos mayores durante el arranque Methanosaeta se inmoviliza más fácilmente que Methanosarcina Methanospirillum ataca más rápido el polietileno que Methanosaeta, pero ocurre lo contrario con el PVC
Young & McCarty, (1969)	El arranque es 4 veces más lento con biomasa anaerobia aclimatada al agua residual municipal que para la biomasa aclimatada a otros tipos de agua
Saslowsky, <i>et al.</i> , (1988)	Efluentes con altas concentraciones de sulfuro presentan problemas de sedimentación, introducción de nutrientes e inhibición y pérdida de biomasa
Colleran, <i>et al.</i> , (1992)	Los filtros anaerobios operan mejor con cargas orgánicas de 4 a 9 kg m ⁻³ d ⁻¹ que con cargas menores El periodo de arranque varía entre 3 a 9 meses de acuerdo al sustrato y a las cargas orgánicas aplicadas
van den Berg & Kennedy, (1982)	El periodo de arranque depende del tipo de material de empaque del filtro

a la cantidad de biomasa presente en el filtro. Esta carga se refiere a la cantidad de materia orgánica aplicada diariamente al filtro, por unidad de biomasa presente en el mismo. La Ecuación 3.1 presenta la forma de cálculo de la carga biológica.

$$CB = \frac{(Q)(S)}{M} \quad \text{Ecuación 3.1}$$

Donde:

- CB = Carga biológica (kg DQO/kg SVT d)
 Q = Caudal (m³ d⁻¹)
 S = Concentración de sustrato en el afluente (kg DQO m⁻³)
 M = Masa de microorganismos presentes en el reactor (kg SVT m⁻³)

En el caso de aguas domésticas, la carga biológica inicial puede ser del orden de 0.30 kg DQO/kg SVT d durante el arranque del reactor. Estas cargas deben ser aumentadas gradualmente, en función de la eficiencia del sistema.

Carga hidráulica volumétrica

Esta equivale a la cantidad de agua residual aplicada diariamente al reactor, por unidad de volumen. La Ecuación 3.2 presenta la forma de calcularla.

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad \text{Ecuación 3.2}$$

Donde:

- Q = Caudal (m³ d⁻¹)
 V = Volumen total del reactor (m³)

Aclimatación de la biomasa

Los principales criterios para la aclimatación de la biomasa en reactores de aguas residuales domésticas, son los siguientes:

- No regresar al reactor el lodo perdido en el efluente
- Aumentar la carga orgánica progresivamente, siempre que la remoción de

DBO y DQO alcance por lo menos 60 por ciento

- Mantener las concentraciones de ácidos grasos volátiles debajo de 200 a 300 miligramos por litro
- Proveer la alcalinidad necesaria al sistema, de forma que se pueda mantener un pH próximo a siete

Procedimiento antes del arranque del sistema.

Una vez que se tiene claro cuál va a ser el inóculo que se va a utilizar para el arranque del reactor, se debe realizar un análisis para su caracterización cualitativa, incluyendo los siguientes parámetros: pH, alcalinidad, AGV, ST, SVT y AME.

También para poder establecer la rutina clara para el arranque, es necesario realizar una caracterización cualitativa y cuantitativa del agua cruda a tratar en el sistema. El volumen de inóculo necesario para lograr el arranque se calcula sobre la base de las caracterizaciones del lodo y del agua cruda.

Procedimiento durante el arranque del sistema.

A continuación se describen brevemente los principales procedimientos que se deben seguir durante el arranque del sistema.

- **Inoculación del reactor:** La inoculación, se puede dar tanto con el reactor lleno como vacío. Sin embargo, se recomienda la segunda opción. En el caso de que se encuentre vacío se debe cuidar que el lodo descargue en el fondo del reactor, se deben evitar las turbulencias, además se debe

dejar el lodo en reposo por un periodo aproximado de 12 a 24 h con el objetivo de que se dé una adaptación gradual a la temperatura ambiente

- **Alimentación del reactor:** Una vez finalizado el periodo de reposo, se debe iniciar la alimentación del reactor con las aguas residuales hasta que alcance la mitad de su volumen útil. Luego se debe dejar sin alimentación por un periodo de 24 horas. Posteriormente se continúa con la alimentación del proceso de llenado del reactor, hasta alcanzar su volumen total. Se debe dejar nuevamente sin alimentación por otro periodo de 24 horas. Al finalizar este periodo se deben tomar muestras (Ver tabla 3.2) para que sean analizadas
- **Monitoreo:** Se debe implantar un sistema de monitoreo de rutina en esta etapa
- **Alimentación continua:** Iniciar alimentación a cargas orgánicas bajas, realizar un incremento gradual del caudal afluente, inicialmente cada 15 d y de acuerdo a la respuesta del sistema

3.3. SEGUIMIENTO Y OPERACIÓN DEL PROCESO

La operación del sistema se inicia una vez superada la etapa de arranque, cuando se alcanzan las condiciones de diseño de carga orgánica e hidráulica y la eficiencia de remoción de materia orgánica proyectada. En esta etapa se espera que el reactor funcione en condiciones de estado estable, en el cual las variables de salida del sistema se mantienen relativamente constantes a pesar de las variaciones temporales en cantidad y calidad del afluente (van Haandel & Lettinga, 1994).

Tabla 3.2 Parámetros a evaluar en el arranque de un filtro anaerobio y sus valores aceptables.

Parámetro	Valor aceptable
pH	6.88-7.44
Alcalinidad	2000 – 2500 mg L ⁻¹
AGVs	Menores a 200 mg L ⁻¹
AGV/Alcalinidad	Menor a 0.3

De acuerdo con la experiencia reportada de la operación de diversos reactores anaerobios, se tiene entre otras las siguientes conclusiones:

- El origen y naturaleza del agua residual afecta el funcionamiento del reactor
- Existe una tendencia general a disminuir la eficiencia de remoción cuando disminuye significativamente el TRH, especialmente cuando se alcanzan tiempos menores a 4 horas
- Los reactores anaerobios presentan mayores eficiencias cuando tratan aguas residuales concentradas, sin embargo, se han demostrado sus eficacias en el tratamiento de aguas residuales diluidas

Para realizar una adecuada operación de los filtros anaerobios es necesario seguir una serie de pasos que permitan un adecuado control del sistema, entre ellos: realizar el seguimiento de los parámetros operacionales (pH, temperatura, remoción de materia orgánica, generación de biogás, etc.), realizar las labores de limpieza y mantenimiento del sistema (limpieza de natas, purga de filtros, entre otros.) y recolectar de forma adecuada el biogás generado.

La remoción de grasas

La grasa al entrar a los sistemas de tratamiento de aguas residuales genera problemas, debido a las características de este material, que tiende a acumularse en la superficie de las unidades de tratamien-

to. La grasa se considera como un constituyente de las aguas residuales de lenta y difícil biodegradación, que forman, junto con otros materiales flotantes, una capa de escoria gruesa, lo que reduce el volumen útil del tanque y tiende a dañar su funcionamiento (Chernicharo C. , 2007). Debido a lo anterior se requiere de la implementación de unidades de remoción de grasas y aceites contenidas en el agua residual a tratar, antes de ser alimentadas a un reactor anaerobio de flujo ascendente o filtro anaerobio de flujo ascendente.

Las grasas generan problemas operacionales como es la formación de espumas en reactores anaerobios, particularmente en un reactor anaerobio de flujo ascendente.

Remoción de sólidos

En la eliminación de sólidos gruesos, como cualquier otro sistema de tratamiento de aguas residuales, es esencial que el filtro anaeróbico sea precedido por un tratamiento preliminar destinado a la eliminación de los sólidos gruesos. Esta unidad puede consistir en una pantalla, o simplemente de una canasta de recolección, dependiendo del tamaño del sistema y de la cantidad de material grueso presente en las aguas residuales. Chernicharo C., (2007) menciona que la carencia de unidades de eliminación de sólidos gruesos antes de filtros anaerobios contribuye negativamente a la aparición de problemas de funcionamiento en estas unidades.

Cuando los sólidos flotantes de gran tamaño entran a un filtro anaeróbico, pueden obstruir los orificios de entrada ubicados en la parte superior del compartimiento inferior (falso fondo) del filtro, lo que presenta un problema difícil de corregir. En ciertas situaciones, cuando las bolsas de plástico, y otros objetos similares se retienen en el compartimiento del fondo del reactor, la corrección del problema puede requerir parar el funcionamiento del filtro, el retiro del medio empacado y la remoción de la losa del fondo, para retirar el material que causó la obstrucción. Por lo anterior, resulta esencial colocar la unidad de cribado o una canasta de recolección de las aguas residuales antes de los filtros anaerobios.

Teniendo en cuenta que la instalación de una unidad de cribado o la canasta de recolección, representa un costo menor en comparación con las otras unidades del sistema, se recomienda que estas unidades estén siempre presentes en cualquier sistema de tratamiento de aguas residuales.

Los desechos de lodos del sistema.

Young, (1991) citado en Chernicharo C., (2007) recomienda que los sólidos no deberían ser retirados del reactor si la concentración en el lodo no excede del 5 por ciento (sólidos secos). Incluso en estas condiciones, el retiro debe ser realizado sólo si el manto de lodos penetra en el medio de empaque o si la concentración de sólidos en el efluente aumenta significativamente. En el caso de que el manto de lodos no se distinga de la cama de lodos, los sólidos deben ser retirados cuando la concentración de sólidos es de aproximadamente siete por ciento, en cuyo caso se verá obstaculizado el flujo de la masa sólida, que puede favorecer la formación de rutas

preferenciales para las aguas residuales, además dificultando la eliminación del exceso de lodos.

3.3.1 MONITOREO DEL PROCESO DE TRATAMIENTO

Para realizar una operación adecuada de un filtro anaerobio y en general de cualquier sistema de tratamiento anaerobio, es necesario efectuar un monitoreo apropiado del proceso, manteniendo las condiciones ambientales adecuadas.

Las características físicas y químicas, afectan el crecimiento bacteriano. Los factores físicos en general actúan como agentes selectivos. Los sistemas anaerobios son particularmente susceptibles a un control riguroso de estas condiciones. Para el control de la operación, se especifican los siguientes parámetros:

- Físicos: Temperatura, mezclado, pH y ST y SVT
- Químicos: alcalinidad, AGVs, producción de biogás, nitrógeno amoniacal, sulfuros, DBO, DQO

El pH, la alcalinidad, la concentración de AGVs, la DQO y la producción de biogás son considerados parámetros de respuesta primarios, ya que con ellos es posible evaluar el funcionamiento del filtro anaerobio y por lo tanto, las condiciones bajo las cuales se está digiriendo el lodo dentro del reactor.

Para realizar el monitoreo del proceso de tratamiento se debe definir una rutina de recolección de muestras y parámetros fisicoquímicos, los cuales serán analizados. En la Tabla 3.3 se presenta un programa de monitoreo que puede ser adoptado durante el arranque del sistema.

Tabla 3.3 Programa de monitoreo recomendado para un filtro anaerobio durante el arranque (Chernicharo C. A., 1997)

Parámetro	Unidad	Frecuencia de muestreo		
		Afluente	FAFA	Efluente
Producción de biogás	m ³ d ⁻¹	-	Diariamente	-
Temperatura	°C	Diariamente	Diariamente	-
pH	-	Diariamente	Diariamente	-
Sólidos Sedimentables	ml L ⁻¹	Diariamente	-	Diariamente
Alcalinidad	mg L ⁻¹	Quincenalmente	-	Semanalmente
AGVs	mg L ⁻¹	Quincenalmente	-	Semanalmente
SS	mg L ⁻¹	Mensualmente	-	Quincenalmente
ST	mg L ⁻¹	-	Mensualmente	-
SVT	mg L ⁻¹	-	Mensualmente	-
DQO	mg L ⁻¹	Quincenalmente	-	Semanalmente
DBO	mg L ⁻¹	Quincenalmente	-	Semanalmente
Nitrógeno amoniacal	mg L ⁻¹	Mensualmente	-	Mensualmente
AME	g DQO (g SV d) ⁻¹	-	Mensualmente	-

3.3.2 PARÁMETROS DE CONTROL DEL PROCESO

Potencial de hidrógeno

El pH, influye poderosamente sobre el crecimiento y la reproducción de microorganismos. La mayoría de las bacterias se desarrollan únicamente dentro del margen de pH de 4 a 9 (Rheinheimer, 1987).

Los organismos productores de metano son muy sensibles a los bajos niveles de pH, y si el pH cae por debajo de su nivel de tolerancia de aproximadamente 6.2 (Crites & Tchobanoglous, 2000), cesa la producción de metano.

Obtenida la biomasa necesaria para arrancar el reactor, ésta deberá desarrollarse de modo tal que el reactor tenga su máximo rendimiento. Esto significa que el equilibrio entre las bacterias acidogénicas y las metanogénicas sea tal que permita la máxima producción de metano. El afluente debe mantener condiciones de pH y temperatura prácticamente constantes,

preferentemente el pH debe oscilar entre 6.6 y 7.6 (Crites & Tchobanoglous, 2000). Muchos metanogénicos prefieren un pH óptimo cercano al neutro de 7 y la temperatura entre 35 y 40°C, preferentemente.

El efecto del pH sobre el sistema se manifiesta directamente:

- Afectando la actividad de las enzimas, esto ocurre por variaciones drásticas del potencial de hidrógeno

Las bacterias productoras de metano tienen un crecimiento óptimo en el rango de pH entre 6.6 y 7.4. Sin embargo, se puede conseguir estabilidad en la formación de metano en un rango de pH más amplio, entre seis y ocho. El objetivo principal en el control del pH es eliminar los riesgos por la inhibición de las bacterias metanogénicas, debido a los bajos valores de pH, evitando así una falla en el proceso. Para realizar el ajuste de pH puede utilizarse cal, bicarbonato de sodio (NaHCO₃) o soda cáustica (NaOH). Debe tenerse cuidado para evitar la precipitación excesiva de los carbonatos de calcio que se forman.

Temperatura

La temperatura es un parámetro de seguimiento ya que define la población de microorganismos en el reactor y su velocidad de crecimiento. En la digestión anaerobia los rangos de temperatura son: psicrófila por debajo de 20°C, mesófila entre 20 y 40°C y termófila por encima de 40°C y hasta aproximadamente 55 grados centígrados. Como las tasas de reacción biológica aumentan con la temperatura, a menor temperatura del proceso se requerirá mayor tiempo de retención.

Sólidos totales

El realizar un balance de sólidos en el reactor anaerobio, permite determinar la eficiencia de operación del proceso. Una deficiencia en la operación puede deberse a varias razones, una de ellas es el tiempo en que los sólidos permanecen dentro del reactor. Un tiempo reducido afectará el proceso teniendo sólidos deficientemente digeridos.

Alcalinidad

Es un parámetro importante para el control del proceso. Debe estar presente en suficiente cantidad, para que se logre reducir el efecto de la producción excesiva de acidez en el reactor, provocada por la elevada concentración de ácidos grasos volátiles o por alto contenido de dióxido de carbono.

Para el monitoreo de estos sistemas, la revisión sistemática de la alcalinidad se torna de gran importancia. Ya que una pequeña variación en los niveles de pH implica un consumo elevado en la cantidad de alcalinidad, como resultado de la reacción de la alcalinidad con los ácidos grasos volátiles.

Desde el punto de vista operacional, es deseable mantener elevados niveles de alcalinidad en el sistema, esto es porque se podrían amortiguar elevadas concentraciones de AGVs sin variar sustancialmente el pH del sistema. Ver el apartado 2.2.3 referente al tema de alcalinidad.

Sustrato

El tipo de sustrato determina la comunidad trófica que se desarrolla en el reactor. En ecosistemas complejos como el de un proceso anaerobio, el tamaño de cada grupo de organismos deberá ser proporcional al flujo de su correspondiente sustrato en el sistema y la prevalencia de una u otra ruta metabólica está determinada por el acoplamiento entre la velocidad de producción y la capacidad de asimilación del mismo.

Cuando la DQO del agua residual, está compuesta por sustratos fácilmente biodegradables, la etapa limitante en la digestión anaerobia es la metanogénesis, porque las bacterias hidrolíticas y fermentativas tienen la capacidad de acidificar el sustrato a una velocidad ocho veces más rápida comparada con la velocidad con que las bacterias metanogénicas consumen los AGVs producto de la acidificación, como resultado la capacidad de utilización de la DQO total por parte de la población metanogénica presente en el reactor, determina la máxima carga de DQO que podría aplicarse. Si la velocidad de carga excede la capacidad metanogénica se producirá acumulación de AGVs en el reactor y el pH disminuirá (Zegers, 1987). Por otra parte, es importante reconocer la composición promedia del agua residual con respecto al contenido de nutrientes y elementos traza (Fe, Co y Ni), así como la presencia de compuestos tóxicos (Rodríguez, 2003).

3.4. MANTENIMIENTO DEL PROCESO

Limpieza de natas y sobrenadantes

La limpieza de natas y sobrenadantes y la purga de lodos se realizan con el objetivo de evitar posibles taponamientos. Revisar la entrada al FAFA y corroborar que no exista la presencia de materia flotante o natas. Es importante revisar que el flujo sea uniforme en todo el compartimiento de distribución de caudal, así como que no existan materiales que obstaculicen la canaleta de salida (Lobo, 2005).

Purga de los filtros

En los reactores anaerobios, los sólidos biológicos se acumulan después de varios meses de operación. En el filtro anaerobio la acumulación se lleva a cabo en la parte inferior del reactor. La acumulación de estos puede variar según el tipo de residuo a tratar. Esto se debe a que las aguas residuales pueden presentar un alto contenido de sólidos suspendidos, principalmente sólidos no biodegradables (carbonato de calcio o precipitados de otros minerales) además del crecimiento microbiano. Este incremento se puede controlar mediante una purga periódica de éstos, la cual se realiza en los puntos de muestreo que generalmente se encuentran localizados en la parte inferior del reactor (Álvarez, 2006).

Un retrolavado puede ser necesario en caso de taponamientos frecuentes, sobre todo cuando se utiliza piedra como material de soporte. Sin

embargo, los medios para realizarlo son de difícil adecuación si no se cuenta con ellos desde el diseño.

Retrolavado de los filtros

La reducción paulatina de la cantidad y calidad del efluente, debido a la colmatación del lecho ya sea por acumulación de sólidos atrapados en el lecho y al aumento del espesor de la biopelícula, por lo cual se requiere la aplicación de retrolavados periódicos como parte de la operación del filtro. La acumulación de la biopelícula reduce el área efectiva de poro y, como resultado, existe un mayor desprendimiento de biopelícula que se refleja en una menor calidad en el efluente, así como una mayor pérdida de carga hidráulica (Lobo, 2005).

El retrolavado consiste en hacer pasar agua en dirección descendente por el filtro anaerobio, se puede llevar a cabo colocando agua limpia por la parte superior del filtro. Dicha actividad debe llevarse a cabo en un momento en donde el caudal de entrada al sistema de tratamiento sea mínimo. Junto con esta acción se puede purgar el filtro.

Un parámetro que se utiliza para determinar si es necesario realizar el retrolavado es mediante la medición de los sólidos sedimentables a la salida del filtro anaerobio de flujo ascendente. Nuevamente, se debe establecer una relación entre los sólidos y la cantidad de lodo en el fondo falso y la carga de agua a la entrada del filtro anaerobio de flujo ascendente. Con base en esta relación, basta con medir los sólidos sedimentables para saber cuándo se debe realizar el retrolavado.

3.5. RESUMEN DE PROBLEMAS OPERACIONALES Y SOLUCIONES

Una información que puede ayudar a detectar y corregir problemas del funcionamiento de los reactores anaerobios se presenta en la Tabla 3.4

referente al caudal y las características del agua residual a tratar, y en la Tabla 3.5 presenta los problemas operacionales y solución.

En la Tabla 3.6 se presenta un resumen de los problemas en el filtro, así como sus posibles causas y soluciones y la Tabla 3.7 las características del lodo en el reactor.

Tabla 3.4 Caudal y características del afluente. Adaptado de (Chernicharo C. , 2007)

Observación	Causa probable	Verificar	Solución
Caudal siempre inferior al esperado	Población o contribución per cápita menor que el valor de diseño	Dispositivo de medición de caudal	Aumentar la población servida
El caudal de repente inferior a la esperada	Obstrucciones en el sistema de alcantarillado	Desbordamiento en el área de contribución	Desbloquear las alcantarillas
Caudal siempre mayor que el esperado	Población o contribución per cápita superior al valor de diseño	Dispositivo de medición de caudal	Aumentar la capacidad de tratamiento
Picos diarios superiores a los esperados	Ecualización menor a la esperada	Dispositivo de medición de caudal	Considerar tanque de igualación
Picos irregulares repentinos	Sistema combinado o conexión cruzada con alcantarillas de aguas pluviales	Coincidencia con las lluvias	Verificar conexiones
Caudal a veces superior a la esperada	Gran infiltración de aguas subterráneas	Coincidencia con las lluvias	Encontrar los puntos de infiltración
pH más alto o más bajo de lo normal	Aguas residuales industriales	Existencia de otras aportaciones	Buscar las fuentes de aportaciones para corregir el problema
Temperatura más alta o más baja que la normal	Residuos industriales	Existencia de otras aportaciones	Buscar las fuentes de aportaciones para corregir el problema
Sólidos sedimentables más grandes de lo normal	Vertido de residuos sólidos domésticos o industriales en el sistema de alcantarillado	Naturaleza de los sólidos sedimentables	Buscar las fuentes para corregir el problema

Tabla 3.5 Problemas operacionales en FAFA y solución (Chernicharo C. , 2007)

Problema	Solución
Materiales flotantes Gruesa capa de espuma	Implementación de una unidad de remoción de grasas previa al filtro anaerobio
Obstrucción de los orificios del compartimiento inferior del filtro, por entrada de sólidos	Revisar el pretratamiento para la remoción de sólidos gruesos
Pérdidas de lodo del sistema	Si el manto de lodos no se distingue de la cama de lodo (distribución uniforme), los sólidos deberían ser retirados siempre que la concentración de sólidos sea aproximadamente del 7 por ciento

Tabla 3.6 Problemas usuales, causas y soluciones (Chernicharo, 1997)

Problema	Posibles causas	Posibles soluciones
Generación de olores desagradables	Sobrecarga de agua residual con una consecuente reducción del tiempo de retención	Disminuir el caudal del afluente en el FAFA
	Elevadas concentraciones de AGVs en el FAFA, alcalinidad reducida y disminución del pH	Elevar la alcalinidad del reactor y mantener el pH próximo a 7.0 (6.8 a 7.4)
	Presencia de sustancias tóxicas en el agua	Localizar y eliminar las fuentes de sustancias tóxicas
Fluctuación de biomasa	Sobrecarga de agua residual con una consecuente reducción del tiempo de retención	Disminuir el caudal del afluente en la unidad con problemas
	Reiniciación de operación del sistema después de largos periodos de paralización	Reiniciar el sistema con la aplicación de menores cargas volumétricas
Contenido elevado de sólidos suspendidos en el efluente	Sobrecarga del caudal, lo que genera elevadas velocidades superficiales	Disminuir el caudal del afluente en la unidad con problemas
	Elevadas concentraciones de sólidos suspendidos en el efluente	Verificar la posibilidad de remover los sólidos antes de llegar a los reactores, en caso de que existan sedimentadores se debe revisar su funcionamiento
	Exceso de sólidos en el reactor	Realizar la purga de lodos del reactor
Disminución en la eficiencia del sistema	Sobrecarga de agua residual con una consecuente reducción del tiempo de retención	Disminuir el caudal del afluente en la unidad con problemas
	Elevadas concentraciones de AGVs en el reactor, alcalinidad reducida y disminución del pH	Elevar la alcalinidad del reactor y mantener el pH próximo a 7.0 (6.8 a 7.4)
	Pérdida excesiva de sólidos en el sistema, con una consecuente reducción de los lodos	Disminuir el caudal del efluente en la unidad con problemas o retirar el reactor de operación por un tiempo
	Presencia de sustancias tóxicas en el agua	Localizar y eliminar las fuentes de sustancias tóxicas

Tabla 3.7 Características de los lodos en el reactor (Chernicharo C. , 2007)

Observación	Causa probable	Verificar	Solución
AME inferior al esperado	Entrada de sólidos inertes	Sólidos sedimentables en el afluente	Reducir fuente o revisar el pretratamiento
	Sobrecarga	La estabilidad del lodo y la eficiencia de remoción de la materia orgánica	Reducir la carga
	Presencia de material tóxico	Prueba de lodos almacenados	Identificar y actuar sobre las fuentes de materiales tóxicos
Estabilidad pobre	Sobrecarga de lodos	Carga orgánica específica	Reducir la carga específica
Índice volumétrico de lodos alto	Materia orgánica biodegradable	Estabilidad	Reducir la carga orgánica
	Carga hidráulica baja	Velocidad de flujo ascendente	Incrementar al dragado temporalmente
Pobre sedimentabilidad	Flóculos dispersos debido a la excesiva carga orgánica.	Estabilidad de lodos	Reducir la carga
	Presencia de material tóxico	AME de los lodos	Identificar y actuar sobre las fuentes de materiales tóxicos
Incremento de la producción específica de lodos	Floculación sin metabolismo	Estabilidad de lodos	Reducir la carga orgánica específica
Incremento de la fracción inorgánica	Entrada de limo y arena	Velocidad en el desarenador	Reducir la velocidad en el desarenador



4

OPERACIÓN DEL SISTEMA DE RECOLECCIÓN Y TRATAMIENTO DEL BIOGÁS

4.1. INTRODUCCIÓN

En el tratamiento del agua residual por medio de un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) o en un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) se produce biogás, el cual está constituido principalmente por metano. La producción específica de biogás en el reactor depende de la concentración del agua residual, de la temperatura de operación del reactor y de la DQO removida. Un dato promedio de producción específica de metano es de $0.13 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ DQO}_{\text{removido}}$, pero también se reportan valores mayores entre 0.19 y $0.16 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ DQO}_{\text{removido}}$; la producción depende de la biodegradabilidad del sustrato y de la cantidad de lodo primario atrapado y convertido (Lettinga, *et al.*, 1983).

La recolección del biogás puede hacerse cubriendo el reactor y usando un recolector de gases de baja presión, el cual puede dirigirse directamente hacia un quemador de gas o a hacia un sistema de tratamiento para su utilización.

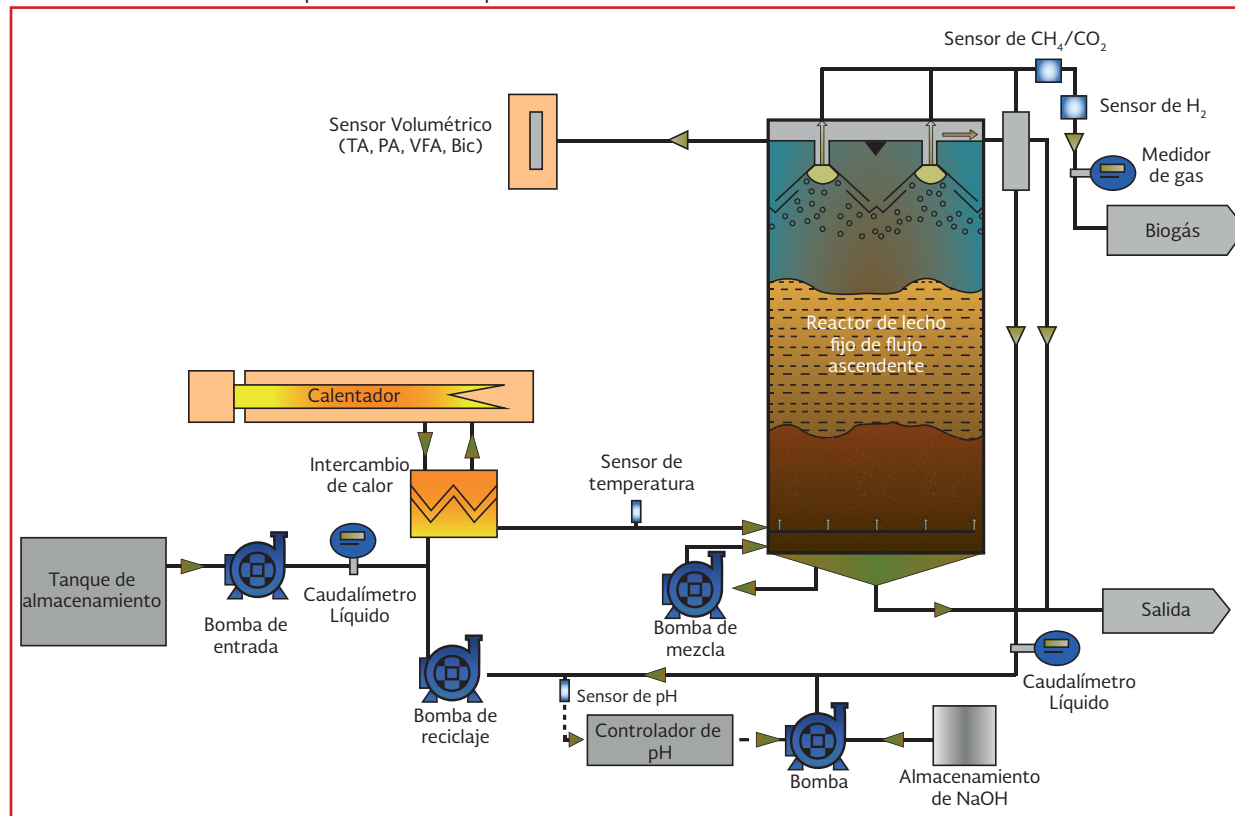
Para un manejo adecuado del biogás generado en un RAFA (Ilustración 4.1), el sistema de recolección cuenta con campanas colectoras de gas (Ilustraciones 2.2 y 2.4), tuberías de evacuación, un sistema de desfogue (by-pass), una trampa de lodos y espuma, seguido de una

trampa de condensados, un medidor de flujo tipo turbina, tuberías de conducción y quemador (Collazos, 2008). En el FAFA la recolección de gas se hace en la parte superior del reactor y se recolecta por medio de tuberías de evacuación con los mismos dispositivos mencionados para el reactor anaerobio de flujo ascendente.

La captura del biogás en los reactores anaerobios es importante debido a la posibilidad de pérdidas del biogás por fugas a la atmósfera o por pérdidas de metano disuelto en la fase líquida, el cual se pierde en el efluente. También hay pérdidas adicionales de metano en la superficie del sedimentador de los RAFAS. Mediciones realizadas por (Souza & Chernicharo, 2011), indican que de todo el metano producido en el RAFA tratando aguas residuales domésticas, la porción disuelta que se pierde en el efluente varía entre 36 y 40 por ciento y las pérdidas en los sedimentadores son del orden de 4 por ciento. Estas pérdidas representan una disminución del potencial para la producción de energía y también contribuyen a las emisiones de gases de efecto invernadero.

Por lo expuesto anteriormente se considera bajo el potencial para la producción y recuperación de biogás en reactores anaerobios de flujo ascendente que tratan aguas residuales

Ilustración 4.1 Estructura esquemática de una planta con un RAFA



domésticas (Noyola, *et al.*, 2006) y por esta razón generalmente no se utiliza para producir energía. Generalmente el biogás se quema.

4.2. OPERACIÓN Y MANEJO DEL BIOGÁS

La operación y el manejo del biogás se inician desde el control de los procesos bacterianos y enzimáticos de la estabilización anaerobia que son sensibles a variaciones en temperatura, contenido de agua y composición general de la mezcla en el reactor. Posteriormente se debe considerar el sistema de recolección y evacuación del biogás, su conducción hacia quemadores o hacia los sistemas de purificación y el acondicionamiento del biogás que depende principalmente del uso que se le dará.

En los capítulos 2 y 3 se consideran todos los

aspectos de operación y mantenimiento que se deben tener en cuenta para una óptima producción de biogás. En este capítulo se considera el manejo del biogás a partir de su generación en el reactor.

A pesar de la pérdida de biogás en los reactores como se mencionó anteriormente, el biogás generado se puede utilizar. Para una mejor recolección del mismo se debe evitar el taponamiento de las tuberías de recolección de gas y dar un mantenimiento preventivo a los colectores como se indica a continuación:

Se deben revisar los colectores de gas para evitar fugas. Las fugas pueden apreciarse a simple vista cuando se realiza la revisión de las canaletas del efluente. Si existen fugas en los colectores de gas, éstas deben ser reparadas lo antes posible.

El mantenimiento regular de los colectores de gas incluye:

Abrir las escotillas y remover la capa flotante dentro de los colectores de gas.

Revisar las fugas de los colectores de gas y reparar cuando sea necesario.

Dentro de las cámaras de gas se puede acumular una capa flotante, la cual debe ser removida cada dos años con la finalidad de evitar problemas con la liberación del gas y la subsecuente acumulación de presión dentro del sistema, la cual, inevitablemente causaría daños a la cámara. Durante las operaciones de limpieza no se debe olvidar que el metano se forma continuamente en el reactor y que existe un serio riesgo de explosión dentro de las cámaras de gas y en los pozos de visita, por lo que el personal que realice las operaciones de limpieza debe estar equipado con un equipo de respiración autónomo y un medidor que mida la explosividad (explosímetro).

Se deben resanar las grietas dentro de la cámara de gas para evitar fugas del mismo.

En la sección 4.5 se exponen todas las recomendaciones de seguridad que también deben tomarse en cuenta.

A continuación se describen todos los dispositivos utilizados para la recolección de biogás, así como su operación y mantenimiento.

Tuberías de evacuación

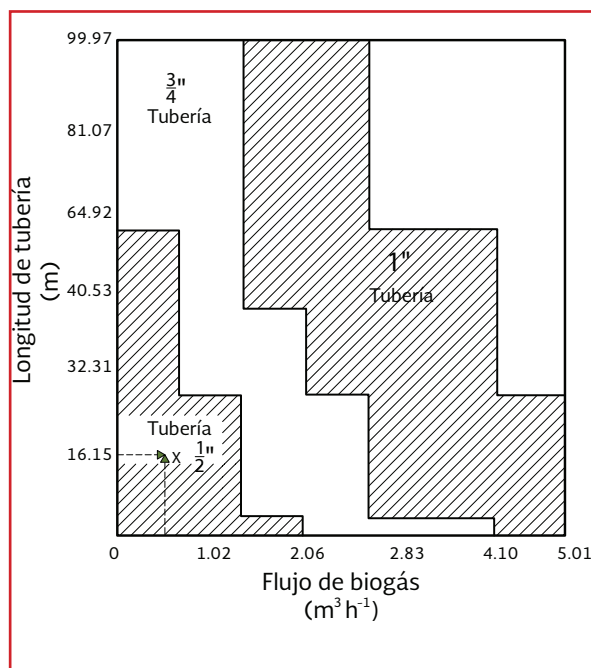
Se recomienda utilizar tuberías de PVC o manguera plástica, el diámetro de las tuberías para el transporte del biogás puede ser calculado de forma práctica por medio de la Ilustración 4.2, en donde para poder determinar el diámetro adecuado es importante conocer

el flujo de biogás generado por el reactor en metros cúbicos por hora ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$), así como la longitud estimada del sistema de tuberías en metros (m). Teniendo ambos datos, se ubica en el eje de las abscisas el flujo de biogás en ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) y en el eje de las ordenadas la longitud de la tubería en metros (m). Luego el área en donde se intercepten ambas rectas, la cual está asignada a un diámetro de tubería determinado en pulgadas, será el diámetro adecuado de la tubería según las condiciones que se tengan. (U.S. Department of Energy, 1998).

Por lo general (Ilustración 4.1), la tubería de salida se instala directamente en la parte superior de la campana o de la cubierta del reactor.

Ejemplo: En un reactor anaerobio de flujo ascendente donde se tratan aguas residuales domésticas, se genera $0.51 \text{ m}^3 \text{h}^{-1}$ de biogás; si la tubería de evacuación o desalojo de gas es de 16.15 m de longitud, calcule cuál debe ser su diámetro.

Ilustración 4.2 Diámetro de las tuberías recomendado en pulgadas (U.S. Department of Energy, 1988)



- Lo primero que se hace es ubicarse en el eje de las “x” con un valor de 0.51 que corresponde al flujo del biogás, trazar una línea punteada hacia arriba
- Después en el eje de las “y”, debemos ubicarnos en el valor de 16.15, el cual corresponde a la longitud de la tubería indicada y trazar una línea punteada
- En donde se intercepten ambas líneas, obtendremos el valor del diámetro que debe tener la tubería de conducción del biogás
- En este caso al seguir los pasos (1 al 3) obtenemos el valor de $\frac{1}{2}$ ", dando como resultado que se requiere que la tubería de conducción del biogás tenga un diámetro de media pulgada

Sistema de desfogue (by-pass)

Los sistemas de desfogue (Ilustración 4.3) que se usan con frecuencia son los que se indican a continuación y pueden usarse de manera independiente o en forma combinada:

Ilustración 4.3 Válvula de desfogue



- Sistema abierto: En el cual los gases, líquidos o vapores desfogados a través de dispositivos de relevo de presión se envían a la atmósfera o al colector de líquidos como son las fosas de quemado
- Sistema cerrado con combustión: En este sistema, los gases, líquidos y vapores son conducidos por los cabezales de desfogue a los tanques de separación, desde este punto los gases se envían a los quemadores y los condensados se disponen para su recirculación al sistema, neutralización, recuperación a plantas de proceso o disposición final
- Sistema cerrado con neutralización: Es en el cual los gases, líquidos o vapores desfogados se conducen por los cabezales de desfogue a unidades o equipos para su tratamiento químico o físico-químico, para reducir riesgos a la salud, inflamabilidad y reactividad, antes de ser liberados a la atmósfera, quemados o conducidos a un sistema de disposición final
- Sistema cerrado con recuperación: En este sistema se le da tratamiento al fluido para recuperar sustancias o neutralizar y eliminar sustancias tóxicas. Por lo tanto los gases, líquidos o vapores se conducen por los cabezales de desfogue a unidades o equipos donde las sustancias de alto valor económico o energético se separan, recolectan y se regresan al proceso. Los desechos se queman, se neutralizan o se llevan a disposición final

Medidor de flujo tipo turbina

El Medidor de flujo tipo turbina (Ilustración 4.4), es un dispositivo de transmisión y medición del caudal volumétrico ampliamente utilizado para realizar mediciones precisas de biogás y otros fluidos de proceso relacionados. La configuración simple del medidor asegura velocidades de flujo más altas, rangos de flujo más amplios y capacidad de rendimiento continua.

Ilustración 4.4 Medidor de flujo tipo turbina



Tuberías de conducción

El biogás producido en el RAFA o FAFA, se conduce a través de tubería a los lugares o sitios

Ilustración 4.5 Tuberías de conducción



donde se va a utilizar. La tubería de presión de PVC resulta adecuada para esta finalidad (Ilustración 4.5) ya que presenta las siguientes ventajas: resistente a la corrosión, facilidad de instalación y bajos costos. Sus desventajas son principalmente la necesidad de protección contra los rayos solares, la posible ruptura por el paso de animales y transporte pesado. El diámetro de la tubería depende de la distancia desde la planta hasta el lugar de consumo del gas, así como del flujo de gas requerido y de la pérdida de presión admisible. El flujo máximo del gas se obtiene sumando los consumos de los equipos que funcionen simultáneamente. La Tabla 4.1 permite seleccionar el diámetro de la tubería.

Tabla 4.1 Pérdidas de presión en mm de columna de agua, por cada 10 m de tuberías de PVC (J.A., 2007)

Flujo (m^3h^{-1})	½'' (17mm)	¾'' (23mm)	1'' (30mm)	1 1/2'' (43mm)	2'' (54mm)
0.5	1.0	0.3	0.1		
1.0	2.5	0.7	0.2		
2.0	7.0	1.8	0.6		
2.5	9.9	2.5	0.8		
3.0	13.1	3.3	1.0	0.2	
4.0	20.7	5.2	1.6	0.3	
5.0	29.6	7.4	2.2	0.4	
6.0	29.7	9.8	2.9	0.6	
7.0		12.6	3.7	0.7	
8.0		15.7	4.6	0.9	0.3
9.0		19	5.6	1.0	0.4
10.0		22.6	6.6	1.3	0.5

Líneas de biogás

Las líneas de biogás (Ilustración 4.6), están sujetas a las mismas regulaciones que las del gas natural; por ejemplo, las conexiones adjuntas a las principales líneas de biogás deben ser siempre pequeñas en cuanto al diámetro con respecto a la línea principal. La velocidad de flujo no debe exceder 20 m s^{-1} a presión de 16 bar. Bajo ciertas condiciones las líneas deben tener distancias grandes para el calentamiento o el gas que va a ser transportado tiene que ser precalentado.

Si las líneas de gas se encuentran enterradas, estas deben ser absolutamente resistentes a la corrosión, deben tolerar presiones internas para evitar roturas o fugas. Las líneas de gas deben ser hechas de acero, acero de alto grado, cobre amarillo o cobre rojo, polietileno o cloruro de polivinilo. El acero de alto grado se prefiere con respecto al acero normal, para evitar un posible ataque de azufre resultando en corrosión de las líneas. También se debe evitar la corrosión por cloro. Los metales no ferrosos generalmente no son resistentes al amoníaco presente en el biogás. Por lo tanto estos no son aprobados para líneas de biogás, válvulas y otros componentes. Las líneas comerciales de PVC no son permitidas, debido a que estas se pueden romper. Las líneas plásticas normales no son suficientes para resistir a la corrosión. Estas únicamente son permitidas para proteger por fuera a las líneas de daños mecánicos y térmicos.

Las líneas de acero están frecuentemente cubiertas por dentro con una capa de resina epóxica para prevenir la corrosión. Por fuera son protegidas con un capa de betún (4-6.5 mm de grosor) después del soldado. La capa removida tiene que reemplazarse completamente.

Cuando se transporta biogás húmedo, las líneas deben ser protegidas de formaciones de hielo y deben ser equipadas con trampas de condensado. Todas las líneas de gas tienen que ser instaladas de manera inclinada para permitir el drenaje. Las líneas de gas de escape deben descargar por lo menos 0.5 m por encima del punto más alto de los edificios o de la construcción en general.

Las líneas tienen que ser pintadas e identificadas de acuerdo con las regulaciones locales (Deublein & Steinhauser, 2011). En Alemania por ejemplo, las líneas de biogás son pintadas de amarillo (Ilustración 4.6).

Ilustración 4.6 Líneas de gas



Gasómetros

El gasómetro (Ilustración 4.7), sirve para tener un control del volumen de biogás generado. Es

Ilustración 4.7 Gasómetro



importante el conocimiento de los volúmenes de biogás que produce el reactor. La producción de biogás debe mantenerse constante y estable mientras se mantenga el mismo ritmo de alimentación, tipo de biomasa y condiciones operativas. Cambios sustanciales en la producción de biogás pueden suponer fallas en la operación o en el proceso de biodigestión.

Trampa de lodos

Es una herramienta muy útil que sirve para atrapar impurezas o sólidos que se encuentran en el agua (Ilustración 4.8), esto se logra mediante un proceso que consta de varias etapas usando filtros de diferentes tipos, formas y tamaños con el fin de atrapar todas las impurezas concentradas en el agua.

Ilustración 4.8 Trampa de lodos



Trampa de espuma o filtro de grava

Bajo ciertas condiciones, la formación de espuma puede acumularse en el reactor como resultado del proceso de fermentación, si se permite que esta entre en las tuberías, puede resultar en un bloqueo, un daño o se puede poner en peligro el funcionamiento de los dispositivos de seguridad. La cúpula de gas está integrada con una trampa

de espuma, la cual utiliza un sistema de detección que reconoce cualquier acumulación de espuma y evita la entrada de dicha espuma a las tuberías. También se utiliza con frecuencia el filtro de grava (Ilustración 4.9), su principio de operación es sencillo y consiste en hacer pasar el biogás por un lecho de arena o grava de tamaño determinado que sirve como separador de todas las impurezas contenidas en el biogás. El condensado se extrae por la parte inferior del equipo, la espuma y partículas quedan retenidas en el lecho de grava mientras el gas sale por la parte superior lateral del filtro.

Ilustración 4.9 Filtro de grava



Trampa de condensados

Uno de los componentes del biogás es el vapor de agua, que puede estar presente en cantidades más o menos apreciables. Cuando el biogás sale del reactor, a través de la tubería de conducción, se somete a una disminución de la temperatura, ocasionando la condensación de la humedad, fenómeno que puede obstruir la tubería. Una solución a este problema consiste en colocar la tubería de conducción con una inclinación hacia

el reactor, buscando con ello que el agua fluya de regreso, recurso que se aplica cuando la longitud de la tubería no es muy grande. Otra medida es la de instalar en la tubería trampas de condensado (Ilustración 4.10), es decir recipientes para que se deposite el agua y sea fácil extraerla, (Castro, 2010).

Ilustración 4.10 Trampa de condensados



Trampa de sulfuro de hidrógeno

La presencia del H_2S en el biogás no solo afecta a los motores, al sistema de transporte de biogás o al equipo consumidor final, sino también al concreto o a las campanas de los reactores. Una forma de remover el H_2S es por medio del burbujeo de aire dentro del reactor, capturando el azufre como elemento inerte dentro de la biomasa. Este procedimiento protege a los motores y a la estructura del reactor y evita la caída de presión que sufre el gas al pasar por los filtros (aspecto muy importante). Otro procedimiento es colocar una trampa de Fe_2O_3 (Ilustración 4.11) en la tubería de conducción del gas para capturar el sulfuro de hidrógeno. Este se complementa con la aplicación al reactor en su parte interna de tres manos de una

Ilustración 4.11 Trampa de sulfuro de hidrógeno



pintura compuesta de 100 g de Fe_2O_3 con 3 kg de cemento (las tres manos deben aplicarse con un intervalo de 12 horas entre ellas). La adición de agua a esta mezcla debe ser la menor posible que permita su aplicación con brocha (Redsolar, 2014).

Dispositivos de seguridad

- Válvula de alivio de presión

La función de la válvula de alivio de presión (Ilustración 4.12), es controlar la presión del sistema, donde la vía primaria de la válvula se encuentra conectada al sistema y la secundaria al tanque, cuando el sistema alcance la presión de ajuste, ésta abrirá y desviará al tanque el caudal excedente, manteniendo la presión en la línea.

- Válvulas para alivio de presión y vacío

Válvula accionada por: carga y peso, carga y resorte (Ilustración 4.13), se usa para aliviar el exceso de presión y/o de vacío que se crea en el interior de un tanque de almacenamiento.

Ilustración 4.12 Válvula de alivio de presión



Ilustración 4.13 Válvula de alivio de presión y vacío



La válvula para alivio de presión y vacío deben cumplir con la capacidad de flujo requerida de venteo, para desfogar el flujo a condiciones de operación normal y para el caso de una contingencia, o probable combinación de contingencias. La capacidad requerida puede ser menor para productos cuya volatilidad sea tal que la condensación de vapor esté dentro del rango de presión de operación permisible del tanque y proporcione el venteo total o parcialmente. El suministro de la válvula para alivio de presión y vacío y el arrestador de flama deben ser compatibles con el diseño del tanque (PEMEX, 2013).

- Tanques corta llamas

Los tanques corta llamas y válvulas anti explosión (Ilustración 4.14) son importantes para prevenir los siniestros y explosiones en los reactores. Estos equipos se instalan antes de las antorchas, generadores y en las captaciones de biogás de los reactores.

- Manómetros y sensores de presión

Es importante conocer la presión de operación en el reactor, en las tuberías de conducción, antes y después de un soplador o filtro de remoción de H_2S , usando los equipos adecuados como el manómetro y sensores de presión (Ilustración 4.15). Si se excede la presión de operación en un biorreactor existe el peligro de que se revienten o se zafen los amarres de las membranas de cubierta. De igual manera si se sobrepasa la presión nominal de las tuberías, estas pueden dañarse o soltarse de los accesorios.

Ilustración 4.14 (a) Tanque corta llamas. (b) Válvula anti explosión

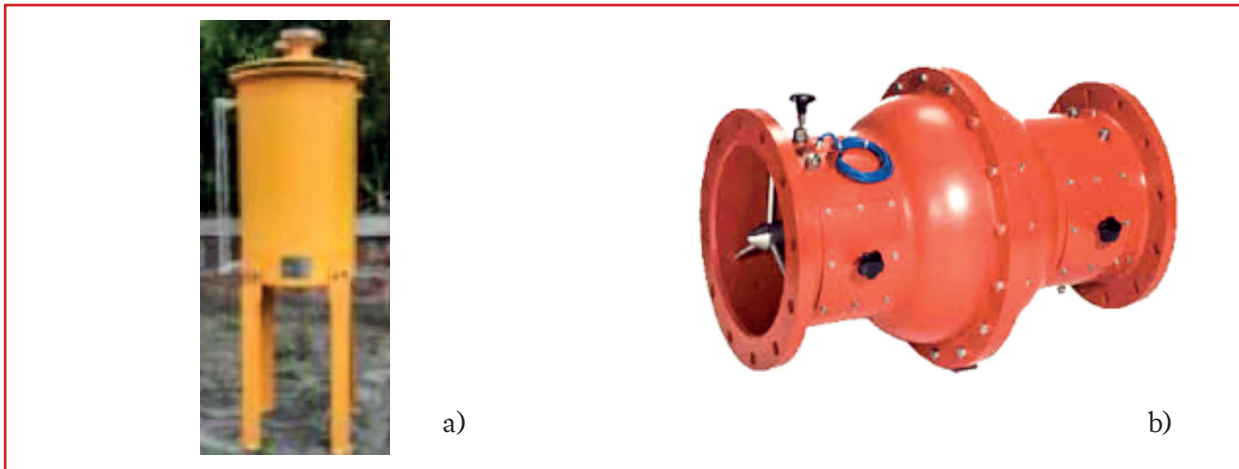


Ilustración 4.15 (a) Manómetro; (b) Sensores de presión



Quemador

Un quemador es un dispositivo para quemar combustible líquido, gaseoso o ambos (Ilustración 4.16), (excepcionalmente también sólido) y producir calor generalmente mediante una llama. Habitualmente va asociado a una caldera o a un generador para calentar agua o aire, pero también se usa en procesos industriales para calentar cualquier sustancia. En función de su tamaño, puede haber desde el tamaño como un encendedor de cigarrillos para calentar una probeta, hasta uno gigantesco capaz de producir 30 000 kW o más.

La utilización óptima del biogás como fuente de energía requiere de quemadores eficientes

Ilustración 4.16 Quemador



que permitan una adecuada combustión; la construcción de quemadores convencionales metálicos presenta serias limitaciones en condiciones rurales.

Los quemadores existentes para la combustión de biogás se dividen en tres grandes grupos:

- Quemador del tipo difusivo
- Quemador atmosférico
- Quemador sin llama

Tanques de almacenamiento

El biogás sale del reactor con una presión aproximada de 2 mbar y tiene que ser comprimido para obtener una presión aproximada de 135 mbar, para almacenamiento o purificación. En principio, los contenedores de biogás no pueden ser muy grandes. Por otro lado, un contenedor de gas grande, almacena las variaciones en la producción de biogás y menos biogás tiene que ser quemado, esto es, disminuye la pérdida de energía. Sin embargo, los contenedores de biogás son muy costosos y tienen sus limitantes. Por lo tanto en plantas de biogás, los contenedores son en general pequeños. Casi siempre se recomiendan los contenedores que pueden almacenar una determinada proporción del biogás generado diariamente para prevenir problemas en situaciones inesperadas.

En plantas de tratamiento de aguas residuales, el tamaño del contenedor de gas normalmente

varía entre 0.75 y 1.5 veces la producción diaria de biogás. Los valores pequeños son usualmente aplicados a plantas grandes debido a los costos. Sin embargo la selección del tamaño depende de la utilización del gas residual.

Si el biogás es usado únicamente para calentamiento del reactor y otros tanques de la planta, un contenedor de biogás no es realmente esencial. Cuando el gas se usa en un sistema de cogeneración (CHP) y la producción alimenta la red de energía, el contenedor de biogás debe estar diseñado para almacenar la mitad del promedio de la producción diaria del gas. Cuando la energía consumida en la planta de biogás es cubierta por la producción de energía eléctrica, el contenedor de biogás deberá almacenar tres cuartas partes del biogás generado diariamente.

Cuando la energía del biogás solo se utiliza para cubrir las cargas máximas, debe ser posible almacenar la producción de biogás diaria en el contenedor de biogás.

El contenedor de biogás (presiones <0.1 bar) en general tiene que ser instalado, mantenido y operado de manera que la seguridad de los operadores y otras personas esté asegurada (Deublein & Steinhauser, 2011).

Tipos de contenedores de gas

Existen diferentes tipos de contenedores de gas, véase (Tabla 4.2 e Ilustración 4.17).

Tabla 4.2 Categorías de contenedores de gas (Deublein & Steinhauser, 2011)

Presión	Tamaño usual (m³)	Diseño
Baja presión 10-50 mbar	5-2	Contenedor de gas en forma de taza.
0.05-5mbar	10-2 000	Cubierta del biorreactor de aluminio o bolsas para el almacenamiento del biogás.
Presión media 5-20 bar	1-100	Tanques de acero.
Presión alta 200-300 bar	0.1-0.5	Tanques de acero.

Contenedores de biogás de baja presión

Más del 80 por ciento de los contenedores de biogás instalados son del tipo de baja presión. Muchos consisten de una bolsa plástica para la captura de biogás. Otros son construidos de acero.

Las bolsas plásticas son hechas de plástico resistente a la radiación UV, clima, hongos, microbios y biogás, por ejemplo, se utilizan materiales resistentes a la rotura, como tejidos de poliéster de alta resistencia, recubiertos por ambos lados con PVC. Estas tienen alta resistencia al rompimiento y son extremadamente durables.

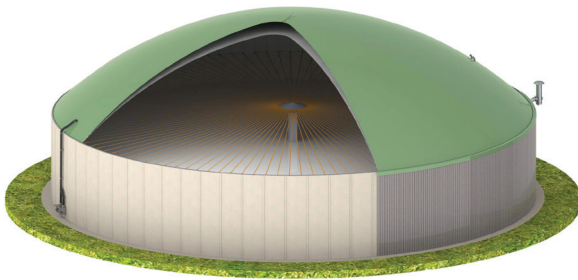
Algunas veces las bolsas se colocan simplemente sobre una base al lado del reactor. Los toldos simples previenen el daño del plástico y aseguran

una protección contra el clima por un tiempo largo. Generalmente las bolsas se protegen con un tanque de acero especial, una cubierta de madera o equivalente. Frecuentemente se utilizan cubiertas de plástico en la parte superior de los biorreactores para almacenar el gas. Las bolsas de plástico tienen la desventaja de que pueden ser fácilmente perforadas y requieren reparaciones continuamente.

Contenedores de biogás de doble membrana

Los contenedores de biogás de doble membrana para almacenamiento a bajas presiones, constan de tres membranas de alta resistencia. Estas se sujetan a una base de concreto reforzado con un anillo de acero galvanizado. El biogás ocupa la membrana interior, la cual se infla o tensa dependiendo de la cantidad de gas. La

Ilustración 4.17 Contenedores de gas: (a) contenedores de doble membrana; (b) bolsa contenedora de biogás; (c) película termoplástica contenedora de biogás en un biorreactor; (d) Tanque metálico contenedor de gas



a)



b)



c)



d)

membrana exterior protege a la interior, la cual se mantiene inflada por medio de aire, que se introduce dentro del espacio entre la membrana interior y exterior por un ventilador a prueba de explosión. Así, se forma un forro fuerte y rígido, el cual resiste al clima y da estabilidad a la construcción. Las válvulas de seguridad protegen al contenedor de biogás de una sobre presurización.

Si el contenedor de biogás de doble membrana es instalado como una cubierta del reactor, se necesita colocar arriba del mismo una estructura de madera o una red de alambre, así el interior de la membrana no puede caer dentro del reactor y causa daño a los agitadores u otros equipos (Deublein & Steinhauser, 2011).

Bolsas para almacenamiento de biogás

Las bolsas de plástico para biogás son algunas veces instaladas en un marco con barras guía, con peso con el fin de permitir un llenado y vaciado sin problemas.

En contenedores de biogás con un volumen de 30-2 000m³, la bolsa está conectada a un dispositivo especial en la parte superior del tanque de acero y es estirada por un anillo, así esta puede inflarse y desinflarse suavemente bajo todas las condiciones de operación.

Otros contenedores de biogás de baja presión

Un contenedor de biogás simple consiste de dos tanques cilíndricos de acero, uno dentro del otro. Los tanques están conectados por una membrana hermética a los gases de modo que el volumen del tanque puede variar. La mitad superior puede sumergirse dentro de la mitad inferior cuando el tanque está vacío.

El contenedor de biogás de tasa flotante se forma al invertir un cilindro abierto de plástico o acero invertido de otro tanque lleno con agua, de modo que los bordes están inmersos dentro del agua. Cuando el contenedor de gas está vacío, los bordes están sumergidos profundamente en el agua, de lo contrario solo estarán ligeramente sumergidos. Si el contenedor de biogás está integrado al biorreactor, el lodo o sustrato sirve como sello.

Contenedores de biogás presurizados

Los contenedores de biogás de mediana presión son pequeños en tamaño pero requieren costos de operación muy altos, para la comprensión y expansión del biogás.

Los contenedores de biogás presurizados son hechos de acero y están sujetos a requerimientos de seguridad especial, debido a los riesgos de explosión.

Tanques de gas esféricos presurizados hechos de acero pueden también encontrarse en plantas de estabilización anaerobia de lodos residuales (Deublein & Steinhauser, 2011).

Formatos de operación

En las plantas de biogás se deben contar con formatos de operación donde se registre la producción diaria de biogás y el destino final del mismo, ya sea que se lleve a quemadores o a un proceso para producción de energía o para calentamiento de equipos. Así mismo se debe contar con formatos para dar seguimiento a la operación de las líneas de biogás. Para mayor información sobre la operación y control del sistema de manejo del biogás consultar el MAPAS, libro "Operación y mantenimiento

de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: Tratamiento y disposición de lodos".

4.3. PURIFICACIÓN DEL BIOGÁS

El biogás es una fuente alternativa de energía que puede ser usado en:

- Uso doméstico
- Agricultura o industria
- Como combustible de vehículos o para generación de energía en sistemas de cogeneración

La Tabla 4.3, indica la calidad de biogás requerida para diferentes aplicaciones. Los valores se determinan de acuerdo a estándares y normas. Para el caso donde el biogás es simplemente quemado, por ejemplo, en un quemador de gas, no existen requerimientos de purificación del biogás. Sin embargo el aire de salida del quemador puede necesitar tratamiento de purificación.

Parte del manejo del biogás consiste darle la calidad al biogás de acuerdo a su uso.

La purificación del biogás se realiza en dos etapas un tratamiento primario y un tratamiento secundario.

Tratamiento primario. Representa la primera etapa en la reducción de la cantidad de contaminantes en el biogás y normalmente se usan operaciones físicas simples. Los principales contaminantes removidos o reducidos son: agua (contaminada) llamada "condensado" y partículas. La presencia de agua líquida en las

tuberías de gas puede tener un efecto perjudicial. La acumulación de agua reduce el espacio disponible para el flujo de gas e incrementa las pérdidas de presión. Por lo que se debe controlar y minimizar la presencia de agua en las tuberías de biogás.

Eliminación de agua

La eliminación de agua puede realizarse mediante cuatro métodos u operaciones:

- Condensación del vapor de agua que se realiza por compresión y enfriamiento. También por medio de trampas
- Adsorción en líquidos, mediante el uso de soluciones concentradas de LiCl, NaCl o CaCl_2 o bien con etilenglicol o trietilenglicol, que son los líquidos higroscópicos más frecuentemente seleccionados
- Adsorción física en sólidos, que requiere de sólidos parcialmente deshidratados como alúmina activada ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 1/2 \text{H}_2\text{O}$), sílica gel o mallas moleculares
- Adsorción química de sólidos, en donde se emplean compuestos tales como cloruro de calcio u óxido de calcio

Remoción de espuma

Muchos sistemas son equipados con separadores de espuma para limpiar el gas del reactor. Estos dispositivos ocupan un espacio amplio en el sistema de tuberías del gas que disminuye la velocidad, recolectan espuma y partículas que entran en el gas y remueven el condensado recolectado.

Tratamiento secundario. Estos son procesos diseñados para proporcionar una limpieza

Tabla 4.3 Calidad del biogás requerida para diferentes aplicaciones en Europa (Deublein & Steinhauser, 2011)

Valor del poder calorífico	Motor de gas	Celda de combustible ^{a)} MCFC	Celda de combustible ^{a)} PEFC, PAFC	“gas verde” para vehículos de acuerdo a ISO/DIS 15403	Adición a gas natural de acuerdo a DVGW G 260
Valor del poder calorífico	n.s.	n.s.	n.s.	No valor Mínimo	8.4-13.1 Whm ⁻³
CH ₄	Mínimo ~430mg Nm ⁻³ (60% volumen)	n.s.	n.s.	>96%	No valor mínimo
H ₂ S	<200 mg Nm ⁻³ (0.013% volumen)	<0.1mg Nm ⁻³	n.s.	≤5mg Nm ⁻³	<5mg Nm ⁻³
Azufre total sin agentes de odorización.	<2200mgNm ^{-3b)}	0.1mg Nm ⁻³	0.05mg Nm ⁻³	<120mg Nm ⁻³	<30mg Nm ⁻³
COS	n.s.	<0.14mg Nm ⁻³	n.s.	n.s.	n.s.
Tiol de azufre (mercaptano)	n.s.	n.s.	n.s.	<15mg Nm ⁻³	<6mg Nm ⁻³
CO ₂	~60mg Nm ⁻³	n.s.	n.s.	<3%	<6% volumen
O ₂	n.s.	<1%	<1%	<3%	<3% neto en seco <5% neto en húmedo
Hidrocarburos	n.s.	n.s.	n.s.	<1%	<punto de rocío (a la presión / temperatura relevante)
Agua	<80% humedad relativa	Punto de rocío <15°C	n.s.	<30mg Nm ⁻³	<50mg Nm ⁻³
Vapores de aceite (<C ₁₀)	3000 mgNm ^{-3b)}	n.s.	n.s.	<70-200mg Nm ⁻³	n.s.
Vapores de aceite (>C ₁₀)	250mgNm ^{-3b)}	n.s.	n.s.	<70-200mgNm ⁻³	n.s.
Glicol/metanol	n.s.	n.s.	n.s.	Libre técnicamente	n.s.
Polvo	<10mg Nm ^{-3b)}		n.s.	Libre técnicamente <1µm	Libre técnicamente
Tamaño de partículas	3-10µm	Tamaño 1µm			
NH ₃	<30mgNm ^{-3b)}	<400mgm ⁻³	n.s.	n.s.	n.s.
Polysiloxanos	0.2mg Nm ⁻³	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Cloro	100mg Nm ^{-3b)}	0.1mg Nm ⁻³	n.s.	n.s.	n.s.
Flúor	50mg Nm ^{-3b)}	0.01mgNm ⁻³	n.s.	n.s.	n.s.
Metales pesados	n.s.	0.1mgNm ⁻³	n.s.	n.s.	n.s.
CO	n.s.	n.s.	0.1mg Nm ⁻³	n.s.	n.s.
Hg	n.s.	30-35mg Nm ⁻³	n.s.	n.s.	n.s.
Halógenos	100mg Nm ⁻³	0.004mg Nm ⁻³	0.1-1.0 mg Nm ⁻³	n.s.	n.s.

a) Celdas de combustible: MCFC, celda de combustible de carbonato fundido; PEFC, celda de combustible de membrana de electrolito de polímero; PAFC, celda de combustible de ácido fosfórico.

b) En relación al contenido de CH₄.

mucho mayor al biogás, lo cual no es posible con el tratamiento primario únicamente. Estos procesos incluyen tratamientos físicos y tratamientos químicos.

Remoción de gases traza

Para la remoción de gases traza, se utilizan técnicas como depuración, adsorción, absorción y secado entre otras. La catálisis es menos usada porque el biogás afecta seriamente la vida útil de los catalizadores.

La remoción de gases traza se lleva a cabo paso a paso:

1. Una separación parcial de sulfuro de hidrógeno en el biorreactor o un depurador independiente
2. Remoción de trazas de sulfuro de hidrógeno
3. Separación de dióxido de carbono y otros componentes del biogás
4. Deshumidificación (si el dióxido de carbono es removido por un proceso de secado del gas, el secado puede realizarse antes de la etapa 3)

Un tratamiento preliminar para la desulfurización y deshumidificación se realiza en casi todas las plantas biológicas. El enriquecimiento de metano por la remoción de dióxido de carbono y otros componentes del biogás es únicamente necesario si el biogás será alimentado al gas natural o si será usado como combustible para vehículos.

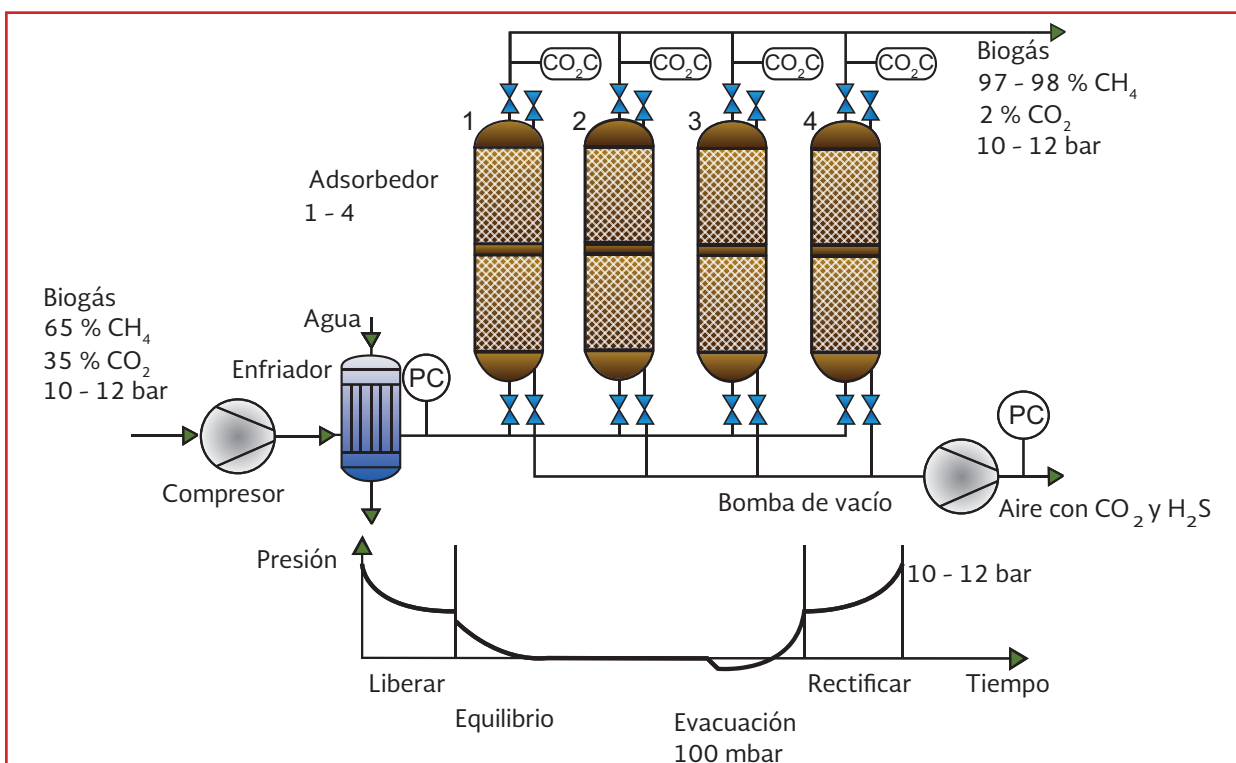
En muchos procesos, los humos deben tratarse para reducir el arrastre del metano (metano residual en los gases de escape) abajo de 0.5 por ciento por volumen. El tratamiento puede ser quema térmica o catalítica.

Adsorción con tecnología de cambio de presión. Con una planta ACP (adsorción con cambio de presión) (Ilustración 4.18), puede obtenerse CH_4 muy puro, conteniendo únicamente hasta 0.1 mg Nm^{-3} de impurezas. La ACT (adsorción con cambio de temperatura) se realiza rara vez, pero está también disponible para la remoción de CO_2 , H_2S , H_2O , CO_2 , NH_3 y Hg.

Los adsorbentes pueden ser carbón activado, tamices de zeolita molecular y tamices de carbón molecular. Los tamices de carbón molecular consisten de carbón de hulla, el cual es finamente triturado, pre oxidado con aire, mezclado con resina y extruido para formar productos que tengan un área superficial interna máxima para la adsorción de dióxido de carbono. Los tamices de zeolita molecular son hidratados de manera natural o sintética con aluminosilicatos que contienen iones metálicos mono o polivalentes. Estos se caracterizan por el hecho de que pueden liberar agua de cristalización sin cambiar su estructura y reemplazando ésta por otros materiales tales como dióxido de carbono. Los espacios libres dejados por el agua de cristalización liberada son todos exactamente idénticos, así que únicamente las moléculas de una forma específica pueden ser adsorbidas y los tamices moleculares trabajan muy selectivamente.

Sin embargo, los tamices moleculares de zeolita no tienen selectividad por el nitrógeno y el metano, de modo que a pesar de las ventajas de las zeolitas para la limpieza del biogás, se prefieren los tamices moleculares de carbón. Debido a que los tamices moleculares de zeolita pueden ser hidrofílicos y los tamices moleculares de carbón hidrofóbicos, el biogás debe secarse antes del enriquecimiento del metano.

Ilustración 4.18 Planta de adsorción con tecnología de cambio de presión (Deublein & Steinhauser, 2011)



El tiempo de vida de los tamices moleculares es teóricamente ilimitado si el biogás no contiene contaminantes, como por ejemplo, aceite del compresor (Deublein & Steinhauser, 2011).

Usualmente las plantas de adsorción consisten de cuatro columnas de adsorción, las cuales se operan de la siguiente manera:

Primero el biogás se comprime hasta 10-12 bar y se calienta en un compresor libre de aceite. Por lo tanto, este tiene que enfriarse de 180 °C a 40 °C. El agua se separa del sistema. El biogás se alimenta a la columna uno. Este se limpia al pasar a través del adsorbente de abajo hacia arriba. Cuando el adsorbente se satura, esto es, la superficie del tamiz molecular está cubierta de CO₂, el flujo del biogás pasa a la segunda columna. El biogás residual de la columna uno pasa a la columna tres, que trabaja al vacío. El gas remanente en la columna uno,

principalmente CO₂, se descarga al medio ambiente. Para regenerar el adsorbente se limpia con aire y posteriormente se aplica un vacío de 50 a 100 mbar para mantener la carga residual lo más baja posible. Ahora el adsorbente uno está disponible para la adsorción. El flujo de biogás crudo pasa de la columna dos a la tercera columna. El biogás residual del adsorbedor dos se envía al primero adsorbedor. Debido a que la carga de las columnas no siempre dura el mismo tiempo, la cuarta columna de adsorción es necesaria para propósitos de puente (unidad en espera). La duración de estos ciclos depende del tamaño de las columnas y del tamaño de toda la planta de adsorción.

En las plantas con cuatro columnas de adsorción, se puede alcanzar una concentración de metano de 95 por ciento. Para alcanzar mayores concentraciones se requiere hacer lavados intermedios, o utilizar plantas con 6 columnas de adsorción.

Si se desea metano con una pureza del 99 por ciento y las impurezas consisten principalmente de dióxido de carbono, el metano enriquecido es la corriente principal y las impurezas son retenidas en los tamices moleculares.

Cuando el biogás contiene mucho nitrógeno y oxígeno, el metano es adsorbido y es recuperado durante la desorción. Para composiciones especiales de biogás, se requieren procesos de dos etapas. El gas agotado todavía contiene arriba de 4 por ciento de metano. Este puede usarse en un calentador.

Remoción de sulfuro de hidrógeno

Inmovilización en el biorreactor. Una manera fácil y económica es la degradación biológica del H_2S la cual puede ser acompañada por una inmovilización dentro del biorreactor en la superficie de la pared y la cubierta, arriba del nivel del sustrato. Particularmente en plantas pequeñas, se prefiere este tipo de inmovilización. Si esta superficie no es suficiente, placas o paños tienen que colocarse en el espacio superior del biorreactor.

Con ese tipo de inmovilización, el aire inyectado ciertamente causa disturbios en el proceso de fermentación, porque los metanógenos son obligatoriamente anaerobios, por lo que pueden disminuir la producción de biogás y propiciar la formación de nuevo H_2S , debido a los restos de sulfuro en el biorreactor.

En plantas grandes con capacidades arriba de 200 kW, la remoción de sulfuro se realiza en filtros percoladores o depuradores.

Filtros rociadores. En estas instalaciones, el biogás pasa a través de un tanque el cual contiene un material de empaque a través del que se recircula una solución de nutrientes. Los microorganismos que degradan al sulfuro de hidrógeno se recirculan con los nutrientes y van formando una capa biológica en la superficie del material de empaque. La descontaminación del biogás se facilita cuando se adicionan lodos de aguas residuales o cultivos específicos. (Deublein & Steinhäuser, 2011).

El biogás contaminado (Ilustración 4.19), se mezcla primero con 4-12 por ciento de aire y después se alimenta dentro del filtro percolador por el fondo, de modo que fluya hacia arriba a través del material de empaque.

La recirculación de la solución de nutrientes puede ser continua o discontinua. Con recirculación continua, la solución de nutrientes se aplica a una tasa de $0.5-0.75 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Esta solución tiene que reemplazarse continuamente para prevenir una alta concentración de sulfuro o de sulfatos en el sistema. La solución de nutrientes que contiene sulfuro puede ser usada como fertilizante. En estos filtros se puede remover arriba del 99 por ciento del sulfuro y obtener un biogás con menos de 75 mg Nm^{-3} de sulfuro.

Las instalaciones de filtros percoladores son obviamente más costosas que la inmovilización en el biorreactor, pero es de menor costo, si tiene que instalarse una superficie adicional dentro del biorreactor. Además proporciona una operación estable ya que se evita el contacto del oxígeno con los metanógenos.

Remoción de dióxido de carbono

Absorción. El metano y el dióxido de carbono se unen a los líquidos de manera diferente. Si se utiliza el agua como un agente de depuración, los componentes ácidos en el biogás tales como el CO_2 son más fáciles de disolver que los hidrofóbicos, componentes no polares como los hidrocarbonados. La absorción física puede explicarse por las fuerzas de Van der Waals de los gases, y la absorción química por diferentes fuerzas de enlaces covalentes.

En la Tabla 4.4 aparecen la solubilidad de los diferentes componentes del biogás.

Un absorbedor que utiliza agua caliente presurizada consiste en una columna con material de empaque el cual es percolado con agua limpia (Ilustración 4.20). El gas comprimido a 10-12 bar se suministra por el fondo de la columna que fluye hacia arriba, este pasa a través del material de empaque y así transfiere el CO_2 al agua tibia (5-25 °C). Por la parte superior de la columna se recoge el biogás con una concentración de CH_4 de más del 95 por ciento. El agua cargada con CO_2 sale por el fondo. Una mayor concentración de CH_4 puede alcanzarse si se suministra en forma continua agua limpia. El agua saturada se libera a través de un tanque buffer dentro de la columna de

Ilustración 4.19 Planta de filtros percoladores con el biorreactor separado (Deublein & Steinhauser, 2011)

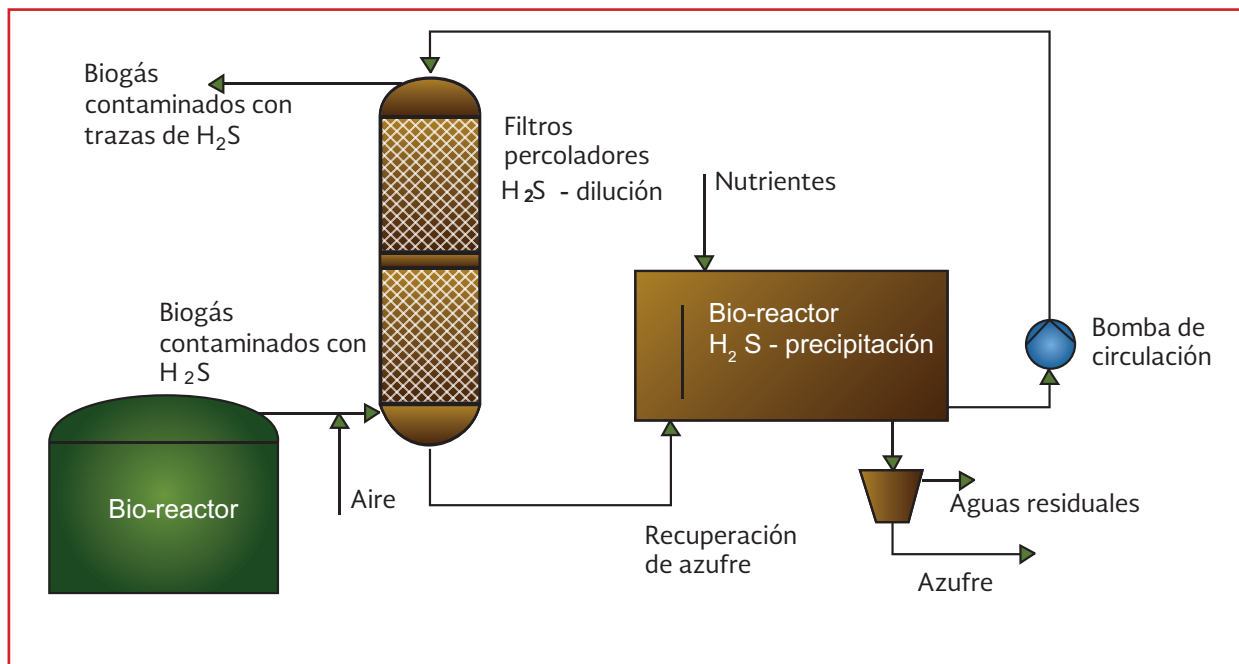


Tabla 4.4 Solubilidad en agua de los componentes del biogás (Deublein & Steinhauser, 2011)

Componente del biogás	Solubilidad en agua a una presión parcial de 1 bar o gas diluido. (m mol kg ⁻¹ bar ⁻¹)	
	0 °C	25 °C
Amoniaco	53 000	28 000
Sulfuro de hidrógeno	205	102
Dióxido de carbono	75	34
Metano	2.45	1.32

desorción, el cual está a presión atmosférica. Aquí el CO_2 se evapora del agua. La aplicación de vacío a altas temperaturas puede facilitar el proceso de desorción. El CO_2 de la columna de desorción puede ser colectado y además usado, por ejemplo en una forma licuada. Además del CO_2 , el agua caliente toma trazas de H_2S y otras impurezas del biogás. Únicamente el oxígeno y el nitrógeno no pueden ser removidos del biogás por el agua utilizada.

La disminución de la temperatura en el agua de depuración y/o la presión elevada en la columna, provoca que más CO_2 pueda ser absorbido por el agua. Una reducción en la temperatura de 25 a 5 °C da el doble de la capacidad de la planta.

Se pueden utilizar otros absorbentes en lugar del agua presurizada, para lograr una mayor remoción de CO_2 y H_2S . Las plantas son de menor tamaño. Se requiere menos líquido de recirculación, y por lo tanto se disminuye el

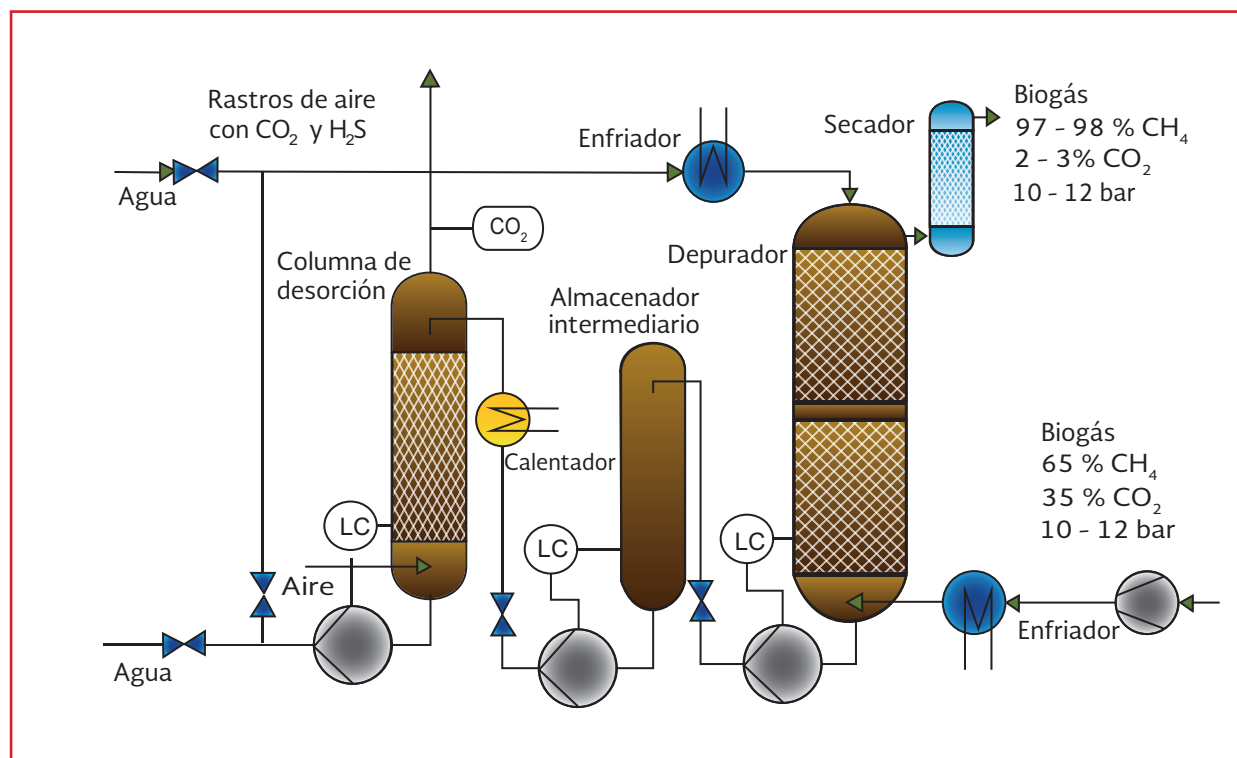
consumo de energía por la recirculación del líquido.

Los absorbentes más aceptados incluyen mezclas de éteres dimetil de polietilenglicol (nombre comercial, ejemplo selexol), en particular porque estos no son tóxicos ni corrosivos.

La regeneración produce algunos problemas si el biogás contiene H_2S y COS (sulfuro de carbonilo), porque estos pueden absorberse más fácilmente que el CO_2 y son más difíciles de desorber. Para la desorción de ambos, cuando el vacío no es suficiente, el absorbente tiene que ser hervido bajo presión, debido a que los polietilenglicoles tienen un punto de ebullición alto (200 - 350 °C).

Otro absorbente es el metanol frío (nombre comercial, ejemplo, proceso rectisol) el cual puede descontaminar el biogás incluso si este contiene únicamente trazas de CO_2 y alrededor

Ilustración 4.20 Sistema para la depuración, usando agua caliente a altas presiones (Deublein & Steinhauser, 2011)



de 0.1 a 1 mg de azufre (H_2S y COS (sulfuro de carbonilo)). Los compuestos de azufre y CO_2 pueden ser separados selectivamente, así estos pueden usarse sin pasos adicionales de descontaminación.

Absorbentes que contienen glicol y etanolamidas

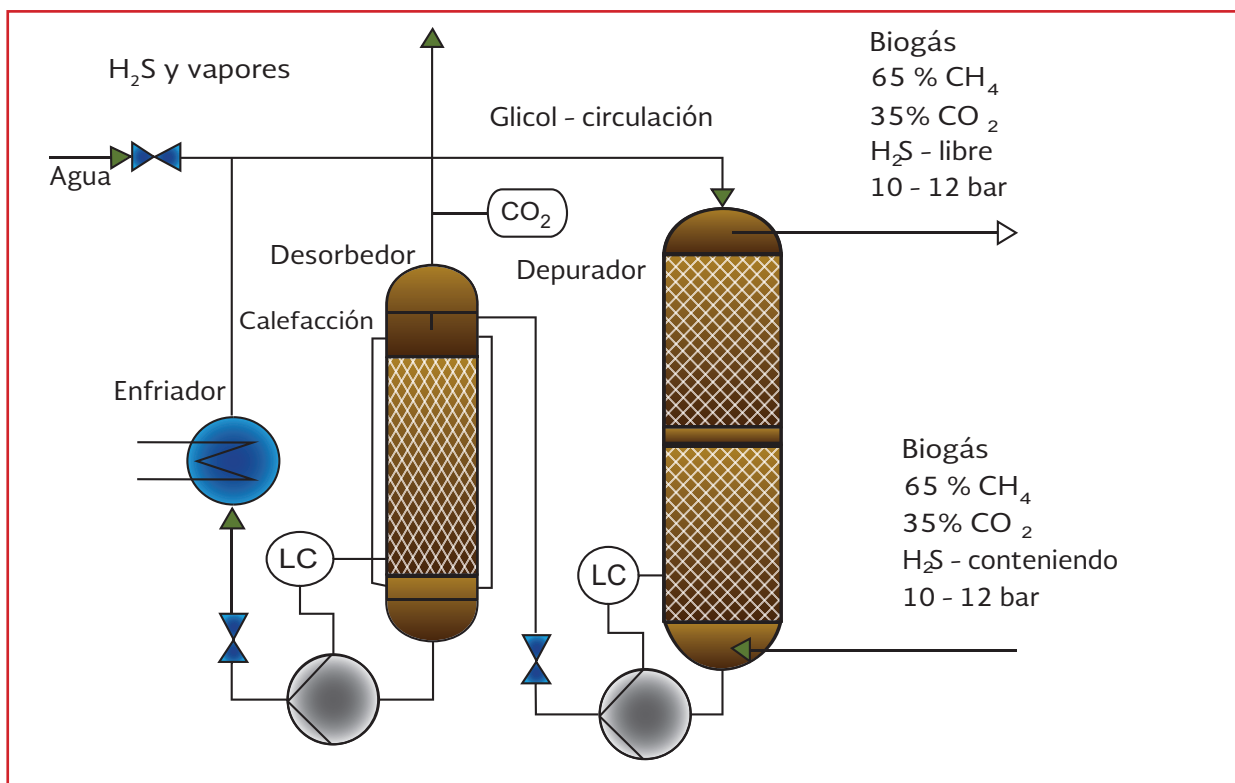
La absorción química en solventes alcalinos ocurre bajo presiones parciales medias o bajas (Ilustración 4.21). Los absorbentes son principalmente aminas tales como monoetanolamina (MEA), diglicolamina, dietanolamina (DEA), trietanolamina y metildietanolamina (MDEA), o una solución de carbonato de potasio caliente. Actualmente, el procedimiento más utilizado es la separación de CO_2 con monoetanolamina. Si adicionalmente el sulfuro de hidrógeno tiene que ser removido, entonces la MDEA es preferible (Deublein & Steinhauser, 2011).

El poder absorbente de las aminas disminuye por las impurezas presentes en el biogás, por ejemplo, partículas sólidas, SO_2 , NO_x y oxígeno. La limpieza previa del biogás para remover tales impurezas es un prerequisite para la absorción química.

Normalmente, la desorción de los absorbentes químicos no es posible, por lo que tienen que ser eliminados.

Para una limpieza exhaustiva de la corriente de gas que contiene material orgánico, en instalaciones a escala industrial se trabaja satisfactoriamente con líquidos absorbentes que incluyen aquellos basados en glicoles, por ejemplo, dimetil éter de polietilenglicol y dibutil éter de polietilenglicol. El dialqui éter de polietilenglicol con alto peso molecular, tiene baja presión de vapor, baja viscosidad y buena

Ilustración 4.21 Planta química de depuración con glicol (Deublein & Steinhauser, 2011)



solubilidad para muchos materiales orgánicos y componentes gaseosos ácidos, por ejemplo, H_2S , CS_2 , COS (sulfuro de carbonilo), CH_3SH y NH_3 .

En una planta de absorción para la remoción continua de CO_2 del biogás con una velocidad de flujo de $0.5\text{--}300000\text{ m}^3\text{ h}^{-1}$, se requiere una cantidad de $0.5\text{--}250\text{ Mg h}^{-1}$ de absorbente circulante. Para la desorción, los glicoles se calientan a $130\text{ }^\circ\text{C}$ a 10 mbar , lo cual implica una considerable pérdida de energía.

Remoción de siloxanos

Los adsorbedores o filtros de carbón activado (Ilustración 4.22) se usan para remover siloxanos del gas del reactor operando de acuerdo a los mismos principios que los filtros de carbón usados para el control de olores en plantas de tratamiento de aguas residuales. El gas del reactor pasa a través de un tanque lleno de carbón activado, el cuál captura los compuestos orgánicos, incluyendo siloxanos, sulfuro de hidrógeno y otros compuestos del gas del reactor. Con el mantenimiento y reemplazo adecuado del carbón, los siloxanos en el gas del reactor son removidos por debajo del límite de detección. Sin embargo, el carbón activado no es selectivo de siloxanos y puede remover también otros compuestos. Consecuentemente si el gas del reactor contiene otros compuestos orgánicos, el carbón puede requerir ser reemplazado frecuentemente. La remoción del sulfuro de hidrógeno antes de que este pase a través de los filtros de carbón puede proveer una mejor remoción de siloxanos y extender la vida útil del lecho de carbón.

En resumen en la Ilustración 4.23 se muestra el tratamiento que sigue el biogás una vez que sale del reactor anaerobio, con el fin de llevarse a un tanque de almacenamiento para

Ilustración 4.22 Tanque de carbón activado, usado para la remoción de siloxanos.



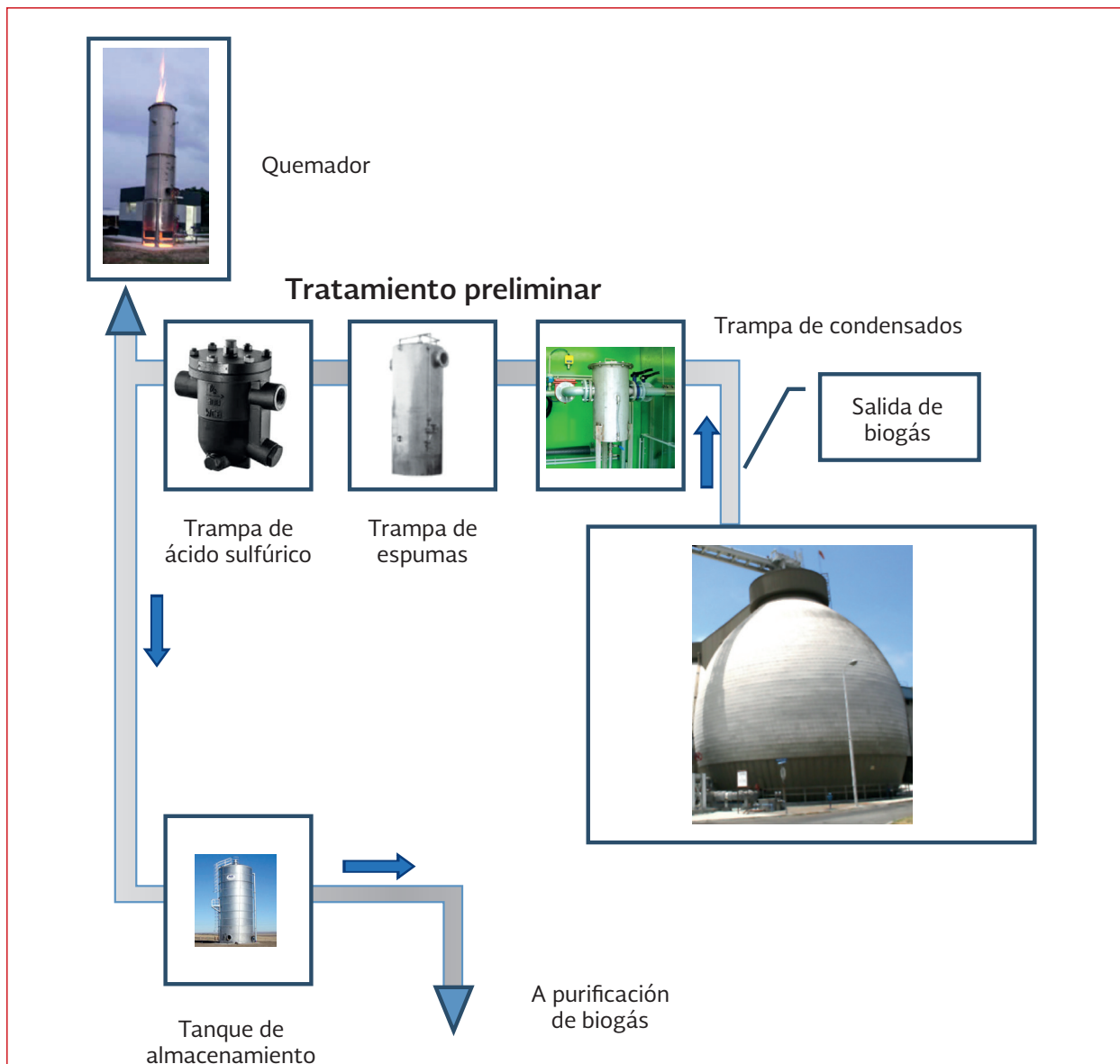
su uso posterior que puede ser: incorporación a una red de gas natural, como combustible para vehículos, turbinas, calderas o motores de cogeneración; para lo cual va a requerir una serie de tratamientos secundarios (remoción de CO_2 , remoción de gases traza, remoción de siloxanos, etc.); para su máxima purificación. Si no se le dará algún uso, este va directo al quemador.

4.4. MANTENIMIENTO DEL SISTEMA DE BIOGÁS

Hay que recordar que los constituyentes del biogás son potencialmente peligrosos debido a tres características principales:

- Riesgo de explosión cuando se forma la mezcla gas-aire
- Riesgo de incendio ya que es altamente combustible
- Olor desagradable debido a la presencia de H_2S (sulfuro de hidrógeno)

Ilustración 4.23 Tratamiento general de purificación del biogás



Se debe realizar un estricto programa de mantenimiento para evitar que el gas escape a lugares poblados provocando un peligro mayor. El mantenimiento garantiza también una producción constante de biogás. Por lo tanto debe inspeccionarse los siguientes dispositivos:

Tuberías de evacuación, Tuberías de conducción

- Las tuberías deben tener el trazado más sencillo posible, con distancias y pendientes que faciliten la evacuación del gas y estas deben ser autolimpiables
- Debe inspeccionarse que no existan fugas de biogás en las uniones de las tuberías. De encontrar, deben sellarse las fisuras o rasgaduras
- Revisar que no exista corrosión, si esta está presente, debe reponerse la parte corroída y resellar las conexiones

Sistema de desfogue, Tanque cortallamas, Quemador

En el sistema de desfogue, tanque corta llamas y el quemador así como otras superficies resistentes al fuego se debe inspeccionar periódicamente:

- Las superficies metálicas, para verificar que la protección resistente al fuego no se haya aflojado o dañado por la corrosión subyacente
- Se deben reparar las aberturas y grietas que puedan ocasionar que la humedad penetre y llegue a la superficie del metal protegido para disminuir el riesgo de falla estructural por corrosión oculta o por fuego
- Se deben realizar las reparaciones adecuadas en las áreas donde existe corrosión profunda. En este supuesto, se debe retirar la capa resistente al fuego y reparar el metal, aplicar recubrimiento anticorrosivo y la protección a prueba de fuego (SEGOB, 2013)

Medidor de flujo tipo turbina

Algunos medidores de flujo tipo turbina se han diseñado con una tolerancia mínima de corrosión de 1.5 mm (0.059 pulgadas). El operador debe implementar un programa de inspección y mantenimiento periódico para asegurarse de que ninguna de las partes del medidor de flujo tipo turbina presente una corrosión o erosión que excedan la cantidad mencionada.

Líneas de gas

Se requiere una Inspección periódica (preferiblemente todos los días en el momento

de efectuar la carga) de la línea de gas en las uniones, válvulas, acoples y demás accesorios, para detectar fugas. Si éstas se presentan, debe procederse de inmediato a su reparación, cambiando las piezas o sellando los escapes con pegante comercial para PVC o con resina epóxica.

Gasómetros (medidores de gas)

Los gasómetros son casi libres de mantenimiento, pero puede presentarse acumulación de condensado, por lo cual, se debe vaciar el medidor cada seis meses para remover el condensado. La corrosión no tendrá lugar siempre y cuando el ambiente permanezca anaerobio. Sin embargo se deben inspeccionar los siguientes puntos en el gasómetro:

- Revisión del nivel del agua
- Cambio del agua
- Revisión de mangueras
- Chapeo de los contornos

Válvula para alivio de presión y vacío, válvulas anti explosión, válvula de alivio de presión

Es de extrema importancia para el correcto funcionamiento del sistema de recolección de gas que la válvula de presión se mantenga en perfectas condiciones. La válvula de presión requiere mantenimiento cada 6 meses.

En el mantenimiento de válvulas se deben tener presente los siguientes aspectos:

- Las válvulas de liberación y sistemas de despresurización de vapor, válvulas de cierre de emergencia, válvulas de no retroceso y otros equipos para prevenir

o controlar la emisión accidental de biogás, deben probarse y recibir servicio en forma periódica. La frecuencia para realizar pruebas y dar servicio de mantenimiento dependerá del tipo de dispositivo o sistema, del riesgo asociado a la falla o mal funcionamiento, así como del historial de funcionamiento del dispositivo o sistema

- Las válvulas de liberación de presión y de vacío deben inspeccionarse y probarse para verificar que operan en forma adecuada al valor de liberación de presión al que están ajustadas y comprobar la hermeticidad del cierre elevando la presión
- Las válvulas de liberación de presión de los tanques y recipientes para almacenamiento deben inspeccionarse y comprobar la presión de liberación en cada caso, de acuerdo con las recomendaciones del fabricante (SEGOB, 2013)
- Verificar que no haya atascamiento en las válvulas, lo cual puede ser consecuencia de la corrosión, por lo que se deben abrir y cerrar repetidas veces, limpiar y engrasar

Trampas de lodos, espuma, condensado, ácido sulfhídrico

Las trampas deben purgarse periódicamente, utilizando el grifo de drenaje de la caja respectiva. En todas las trampas debe revisarse semanalmente el relleno, si el relleno está “gastado”, este debe reemplazarse por material nuevo para garantizar el correcto funcionamiento de la trampa.

Es de extrema importancia para el correcto funcionamiento del sistema de recolección de

gas que la trampa de condensados y el sistema regulador de presión se mantenga en perfectas condiciones de trabajo. Por lo tanto requiere de un mantenimiento adecuado periódicamente. La acumulación de condensado en la trampa podría causar presión excesiva en el sistema, provocando un escape del gas a la atmósfera a través de la válvula de alivio de presión, lo que genera malos olores.

Manómetros y sensores de presión

Mantenimiento de los sistemas de control

En las actividades de mantenimiento de los sistemas de control debe considerarse lo siguiente:

- Los sistemas de control que normalmente no están en operación, por ejemplo, dispositivos de relevo de presión y de vacío, manómetros y sensores de presión así como dispositivos de paro automático, deben inspeccionarse y probarse una vez cada año calendario
- Los sistemas de control que normalmente están en operación deben inspeccionarse y probarse una vez cada año calendario
- Los sistemas de control que son utilizados por temporadas, deben inspeccionarse y probarse cada temporada antes de entrar en operación
- Cuando un componente esté protegido por un dispositivo de seguridad único y éste sea desactivado para mantenimiento o reparación, el componente debe ponerse fuera de servicio, a menos que se implementen medidas de seguridad alternas
- Cuando un sistema de control haya estado fuera de servicio por 30 días o

más, antes de que se vuelva a poner en operación debe inspeccionarse y comprobarse la correcta operación de dicho sistema

El mantenimiento de los equipos de control debe programarse de manera que una parte mínima de los equipos sean puestos fuera de servicio en forma simultánea y que dichos equipos se vuelvan a poner en servicio en el menor tiempo posible (SEGOB, 2013).

Tanques de almacenamiento

Los recubrimientos de resina epóxica de unión por fusión proporcionan protección máxima externa para los tanques de almacenamiento y otros equipos.

- Soportan el clima, la radiación UV y otros ambientes rigurosos
- Previenen y reparan daños por erosión

En el mantenimiento de tanques y recipientes para almacenamiento se debe observar lo siguiente:

- La inspección y mantenimiento deben cumplir con las normas y disposiciones legales aplicables
- Deben inspeccionarse periódicamente para identificar, en su caso, corrosión externa e interna, deterioro y daños que puedan aumentar el riesgo de fuga o falla
- Los intervalos entre inspecciones y las técnicas de inspección aplicadas deben ser determinados aplicando las normas oficiales mexicanas, las normas

mexicanas, y a falta de éstas con las normas o lineamientos internacionales aplicables, con base en las características corrosivas del biogás

- Se debe dar mantenimiento, servicio y probar periódicamente los instrumentos para monitorear y controlar la operación de los tanques y recipientes para almacenamiento
- Las válvulas para aislar instrumentos y dispositivos de seguridad de los tanques y recipientes para almacenamiento deben mantenerse en óptimas condiciones operativas para que sea posible realizar el mantenimiento preventivo y reparaciones sin sacarlos de servicio (SEGOB, 2013)

Sistema de protección contra incendios

Los equipos de control del sistema de protección contra incendios deben inspeccionarse y revisarse a intervalos regulares que no excedan los 6 meses.

El mantenimiento del sistema de protección contra incendios debe realizarse, monitoreando lo siguiente:

- Sistemas de comunicación de los servicios de emergencia
- Equipos de monitoreo
- Sistemas de agua contra incendio
- Extinguidores contra-incendio portátiles o de ruedas disponibles en ubicaciones estratégicas dentro del sistema de almacenamiento

Control de la corrosión

Con relación al control de la corrosión de las instalaciones y componentes, se debe considerar lo siguiente:

- Las instalaciones que estén expuestas a la atmósfera se deben limpiar y proteger con recubrimientos de material adecuado para prevenir la corrosión atmosférica, siguiendo el procedimiento recomendado por el fabricante. Además, se debe contar con un programa para monitorear la corrosión exterior y llevar a cabo reparaciones donde sea necesario
- Cada elemento del sistema que presente corrosión y que pueda provocar fugas se debe reemplazar o reparar, de forma inmediata
- Si se realiza una reparación, se debe determinar si dicho elemento debe continuar en servicio empleando un método analítico, por pruebas de presión o por un método alternativo (SEGOB, 2013)

4.5. SEGURIDAD

Existen reglamentos y leyes pertinentes que tienen como objetivo eliminar o minimizar todos los riesgos para la seguridad que afectan tanto a la gente como al medio ambiente, debido a las plantas de biogás:

Los gases como H_2S , CH_4 y CO_2 pueden causar sofocación e intoxicación. Algunos de estos gases son más pesados que el aire y tienden a permanecer en los contenedores. Los siguientes gases por ejemplo, son dañinos incluso a bajas concentraciones:

Sulfuro de hidrogeno (H_2S) TLV = 10 ppm

Monóxido de carbón (CO) TLV= 50 ppm

Cloruro (Cl_2) TLV= 0.5 ppm

Dióxido de carbono (CO_2) TLV= 5000 ppm

El TLV (el valor límite umbral) es la concentración máxima de gases tóxicos en el lugar de trabajo. LEP (límite de exposición permisible).

Reglamentos relacionados a la construcción de la planta

En general todas las partes de la planta tienen que ser inspeccionadas y aprobadas por las autoridades. Esto incluye las instalaciones como: biorreactores, contenedores de gas, CHPs (turbinas de gas), tanques de combustible, y tanques de almacenamiento. La formación de mezclas de gas explosivas puede ocurrir en la planta de biogás, por lo tanto debe existir un sistema de seguridad de acuerdo a las instalaciones y a la operación de los dispositivos eléctricos en áreas con peligro de explosión. Estas áreas son las siguientes:

- Áreas cerradas, las cuales sirven para el almacenamiento o producción de gas u otros espacios cerrados los cuales están conectados, por ejemplo, por tuberías, a estas áreas
- Canales y tanques de almacenamiento.
- Áreas con maquinaria, tanques y tuberías las cuales contienen biogás
- Áreas alrededor de las instalaciones donde se descarga el biogás, por ejemplo, las válvulas de seguridad del biorreactor o los tanques de almacenamiento de gas

Riesgos de explosión

El mayor riesgo del biogás es principalmente su inflamabilidad y explosividad al combinarse con el oxígeno contenido en el aire. La mezcla es peligrosa con una concentración de metano entre 5 y 15 por ciento.

En una planta biogás pueden formarse mezclas explosivas en las áreas cercanas a los biorreactores y en las áreas donde se encuentran los tanques de almacenamiento. Estas zonas deben declararse zonas de riesgo.

En la Ilustración 4.24 aparecen cuatro zonas de riesgo que se clasifican de acuerdo a la frecuencia con que pueden presentarse fugas.

Una zona 0 (cero) puede ser el interior de un digestor, un tanque de almacenamiento, toda las tuberías de biogás con sus componentes.

La zona 1 corresponde a un lugar donde en funcionamiento normal hay presencia de gas. Esta se determina en un radio de tres metros

alrededor del punto emisor, de un alivio de gas, de un drenaje o de una válvula.

La Zona 2, se observa con una frecuencia de ocurrencia menor, o también se extiende a tres metros más allá de la Zona 1, excepto algunas condiciones particulares. (Bradfer., 2002)

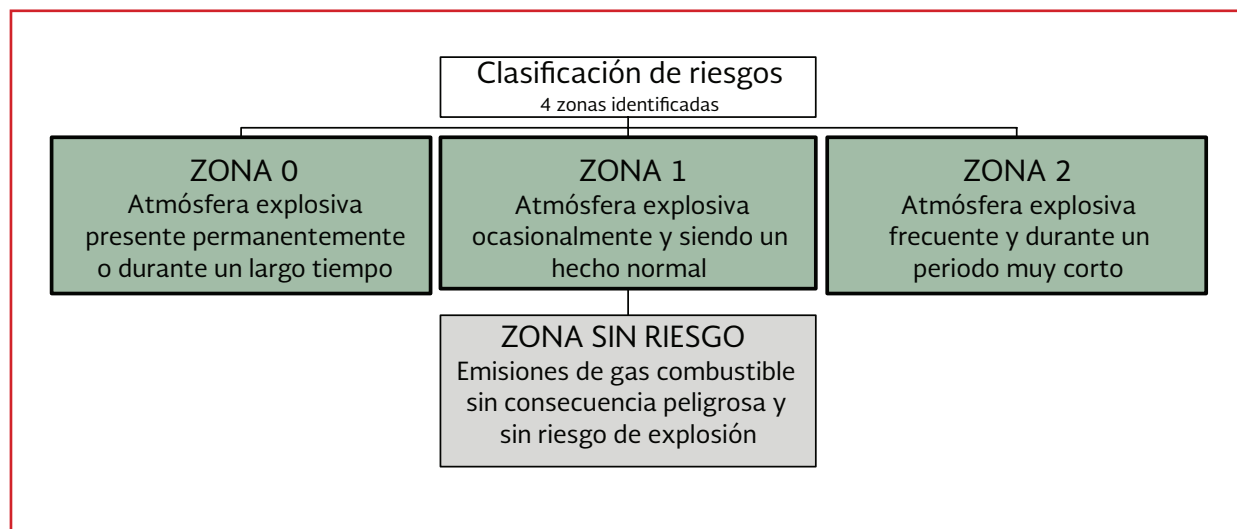
Riesgos de incendio

Con el fin de reducir el riesgo de incendio, la planta es dividida en sectores de protección de incendio, por ejemplo, el biorreactor y el contenedor de gas, los equipos que utilizan gas y el compresor de gas. Ciertas distancias deben mantenerse entre los sectores de protección de incendios, como se enlista abajo.

Emisión de olores

Los compuestos que producen olores fuertes en la planta de biogás incluyen particularmente amoniaco, ácidos orgánicos, fenoles y sulfuro de hidrógeno. Los olores causan frecuentemente molestias y/o quejas en áreas cercanas a la planta de biogás.

Ilustración 4.24 Definición de las cuatro zonas de peligro de explosión (Bradfer., 2002)



Uso de sistemas eléctricos intrínsecamente seguros o a prueba de explosión.

En un sistema a prueba de explosión, todo el cableado eléctrico con un voltaje significativo o con capacidad de conducción de corriente debe pasar por un conducto sellado y aprobado o por cables flexibles sellados especialmente. Todas

las terminaciones y los interruptores deben estar contenidos en cajas aprobadas o carcasas (Ilustración 4.25). El usuario debe conducir todo el cableado y las conexiones locales a una fuente de alimentación, y debe asegurarse de que la instalación cumpla todos los requisitos del código eléctrico local (Parr Instrument Company, 2014).

Ilustración 4.25 Instalaciones eléctricas con carcasa.





CONCLUSIONES

Este libro presenta una compilación de temas sobre operación y mantenimiento referentes a dos procesos: reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA) y filtros anaerobios de flujo ascendente, a partir de diferentes publicaciones de dichos procesos que presentan las experiencias de estudios a nivel laboratorio, piloto y de plantas de tratamiento.

Para llevar a cabo la operación y mantenimiento de los reactores anaerobios de flujo ascendente y los filtros anaerobios se requiere de personal capacitado en su funcionamiento. Ya que el conocimiento de las bases teóricas del proceso anaerobio así como de los factores que lo afectan son importantes para el control de la operación de dichos reactores.

La determinación de las características de las aguas residuales en el afluente y efluente al proceso; permitirá estimar su remoción para poder compararla con la eficiencia teórica proyectada. Adicionalmente detectar en el afluente algunos contaminantes que puedan afectar el proceso (por ejemplo: sólidos, grasas, sulfatos) y que para su remoción se requiera de la realización de un pretratamiento del agua residual a tratar.

Con el seguimiento de los factores que afectan al proceso como: gasto, pH, temperatura, alcalinidad, ácidos grasos volátiles, carga orgánica volumétrica, carga hidráulica, tiempo de retención hidráulico y con la determinación de: la remoción de la materia orgánica, la producción de biogás y el contenido de metano en el biogás, se podrá tener información para el control del proceso anaerobio.



DETERMINACIÓN DE ALCALINIDAD EN AGUAS RESIDUALES

La determinación de alcalinidad en aguas residuales se realiza de acuerdo a la NMX-AA-036-SCFI-2001, la cual establece el método de prueba para la determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

Este método está basado en la medición de acidez o alcalinidad en el agua por medio de una valoración de la muestra empleando como disolución valorante un álcali o un ácido según sea el caso de concentración perfectamente conocida.

Equipos y materiales

- Balanza analítica con precisión 0.1 mg
- Estufa
- Material volumétrico clase A
- Bureta

Reactivos y patrones

Los reactivos que requiere el método deben ser grado reactivo a menos que se indique otro grado.

- Agua libre de CO_2
- Biftalato de potasio ($\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$)
- Carbonato de sodio anhidro (Na_2CO_3) patrón primario
- Ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4) o ácido clorhídrico concentrado (HCl)
- Naranja de metilo
- Fenolftaleína

- Hidróxido de sodio (NaOH)
- Peróxido de hidrógeno al 30% v/V (H_2O_2)
- Tiosulfato de sodio pentahidratado ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)
- Etanol
- Cloroformo
- Disolución de ácido sulfúrico o ácido clorhídrico (0.1 N). Diluir 8.3 mL de ácido clorhídrico concentrado ó 2.8 mL de ácido sulfúrico concentrado en 1L con agua libre de CO_2 .
- Disolución de ácido sulfúrico o clorhídrico (0.02 N). Diluir 200 mL de ácido clorhídrico o ácido sulfúrico 0.1 N a 1 L de agua.
- Disolución de hidróxido de sodio (0.1 N). Pesar aproximadamente y con precisión 4.0 g de hidróxido de sodio disolver y diluir a 1 L con agua.
- Disolución de hidróxido de sodio (0.02 N). Transferir 200 mL de la solución de NaOH 0.1 N a un matraz volumétrico de 1L. Diluir a 1L con agua.
- Disolución de tiosulfato de sodio pentahidratado (0.1 M). Pesar aproximadamente y con precisión 25.0 g de tiosulfato de sodio y diluir a 1 L con agua agregar 5 mL de cloroformo como preservador.
- Disolución indicadora de naranja de metilo. Pesar aproximadamente y con precisión 0.5 g del colorante naranja de metilo y aforar a 1L con agua. Filtrar la disolución fría para remover cualquier precipitado que se forme. O bien, pesar

aproximadamente y con precisión 0.5 g de la sal de sodio y diluir a 1 L con agua, si es necesario filtrar cuando esté fría la disolución.

- Disolución indicadora de fenolftaleína. Pesar aproximadamente y con precisión 5.0 g de fenolftaleína y disolver en 500 mL de etanol, añadir 500 mL de agua con agitación constante. Filtrar si hay formación de precipitado.

Procedimiento

- Valoración de las soluciones

Valoración del ácido sulfúrico o ácido clorhídrico (0.02 N). Pesar aproximadamente y con precisión 0.0265 g del patrón primario de carbonato de sodio, secado 105°C, añadir unos 25 mL de agua y unas gotas de la disolución de naranja de metilo, valorar con el ácido hasta el vire del indicador (de canela a amarillo).

Calcular la normalidad del ácido con la siguiente fórmula:

$$N = \frac{A}{B(53)} (1000)$$

Donde:

N: es la normalidad del ácido usado, equivalentes/L

A: son los gramos de carbonato de sodio

B: son los mL de ácido utilizados

53 son los gramos por equivalente de carbonato de sodio

Valoración del hidróxido de sodio (0.02 N). Pesar aproximadamente y con precisión 0.102

g de biftalato de potasio secado a 105°C, añadir unos 25 mL de agua y unas gotas de la disolución de fenolftaleína, titular con la disolución de hidróxido de sodio hasta el vire del indicador (de incoloro a rosa). Calcular la normalidad del hidróxido con la siguiente fórmula:

$$N = \frac{A}{B(204.2)} (1000)$$

Donde:

N: es la normalidad del hidróxido de sodio, equivalentes/L

A: son los gramos de biftalato de potasio

B: son los mL de hidróxido de sodio utilizados

53 son los gramos por equivalente del biftalato de potasio

- Transferir 100 mL de muestra en un matraz Erlenmeyer de 250 mL
- Adicionar 2 gotas de disolución indicadora de fenolftaleína
- Titular con la disolución valorada de ácido (0.02 N) hasta el vire de la fenolftaleína (de rosa a incoloro), registrar los mililitros gastados (alcalinidad a la fenolftaleína). Adicionar 2 gotas de la disolución indicadora de naranja de metilo
- Continuar con la titulación hasta alcanzar el vire del naranja de metilo (de canela a amarillo), alcalinidad total
- Registrar los volúmenes para ambos puntos finales
- Calcular la alcalinidad, tomando en cuenta el vire de los indicadores

Cálculos

Calcular la alcalinidad total como CaCO_3 en mg L^{-1} , mediante la siguiente fórmula.

$$\text{Alcalinidad total como } \text{CaCO}_3 = \frac{A(N)}{100}(50)(1000)$$

Donde:

A: es el volumen total gastado de ácido en la titulación al vire del anaranjado de metilo en mL

N: es la normalidad de la disolución de ácido

100: es el volumen de la muestra en mL

50: es el factor para convertir eq/L a mg CaCO_3

1000: es el factor para convertir mL a L



TABLA DE CONVERSIONES DE UNIDADES DE MEDIDA

Sigla	Significado	Sigla	Significado
mg	miligramo	kg/m ³	kilogramo por metro cúbico
g	gramo	l/s	litros por segundo
kg	kilogramo	m ³ /d	metros cúbicos por día
mm	milímetro	Sm ³ /h	condiciones estándar de metro cúbico por hora
cm	centímetro	Scfm	condiciones estándar de pies cúbicos por minuto
m	metro	°C	grados Celsius
ml	mililitro	psia	libra-fuerza por pulgada cuadrada absoluta
l	litro	cm/s	centímetro por segundo
m ³	metro cúbico	m/s	metro por segundo
s	segundo	HP	caballo de fuerza (medida de energía)
h	hora	kW	kilowatt
d	día	UNT	unidades nefelométricas de turbiedad
mg/l	miligramo por litro		

Longitud

Sistema métrico	Sistema Inglés	Siglas
1 milímetro (mm)	0.03	in
1 centímetro (cm) = 10 mm	0.39	in
1 metro (m) = 100 cm	1.09	yd
1 kilómetro (km) = 1 000 m	0.62	mi
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 pulgada (in)	2.54	cm
1 pie (ft) = 12 pulgadas	0.30	m
1 yarda (yd) = 3 pies	0.91	m
1 milla (mi) = 1 760 yardas	1.60	km
1 milla náutica (nmi) = 2 025.4 yardas	1.85	km

Superficie

Sistema métrico	Sistema inglés	Siglas
1 cm ² = 100 mm ²	0.15	in ²
1 m ² = 10 000 cm ²	1.19	yd ²
1 hectárea (ha) = 10 000 m ²	2.47	acres
1 km ² = 100 ha	0.38	mi ²
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 in ²	6.45	cm ²
1 ft ² = 144 in ²	0.09	m ²
1 yd ² = 9 ft ²	0.83	m ²
1 acre = 4 840 yd ²	4 046.90	m ²
1 milla ² = 640 acres	2.59	km ²

Volumen/capacidad

Sistema métrico	Sistema inglés	Siglas
1 cm ³	0.06	in ³
1 dm ³ = 1 000 cm ³	0.03	ft ³
1 m ³ = 1 000 dm ³	1.30	yd ³
1 litro (L) = 1 dm ³	1.76	pintas
1 hectolitro (hL) = 100 L	21.99	galones
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 in ³	16.38	cm ³
1 ft ³ = 1 728 in ³	0.02	m ³
1 onza fluida EUA = 1.0408 onzas fluidas RU	29.57	mL
1 pinta (16 onzas fluidas) = 0.8327 pintas RU	0.47	L
1 galón EUA = 0.8327 galones RU	3.78	L

Masa/peso

Sistema métrico	Sistema inglés	
1 miligramo (mg)	0.0154	grano
1 gramo (g) = 1 000 mg	0.0353	onza
1 kilogramo (kg) = 1 000 g	2.2046	libras
1 tonelada (t) = 1000 kg	0.9842	toneladas larga
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 onza (oz) = 437.5 granos	28.35	g
1 libra (lb) = 16 oz	0.4536	kg
1 stone = 14 lb	6.3503	kg
1 hundredweight (cwt) = 112 lb	50.802	kg
1 tonelada larga = 20 cwt	1.016	t

Temperatura

$$^{\circ}C = \frac{5}{9}(^{\circ}F -$$

$$^{\circ}F = \frac{9}{5}(^{\circ}C) + 32$$

Otros sistemas de unidades		Multiplicado por	Sistema Internacional de Unidades (SI)	
Unidad	Símbolo	Factor de conversión	Se convierte a	
Longitud				
Pie	pie, ft.,'	0.30	metro	m
Pulgada	plg, in,"	25.40	milímetro	mm
Presión/esfuerzo				
Kilogramo fuerza/cm²	kg _f /cm²	98 066.50	pascal	Pa
Libra/pulgada²	lb/ plg², PSI	6 894.76	pascal	Pa
atmósfera técnica	at	98 066.50	pascal	Pa
metro de agua	m H ₂ O (mca)	9 806.65	pascal	Pa
mm de mercurio	mm Hg	133.32	pascal	Pa
bar	bar	100 000.00	pascal	Pa
Fuerza/ peso				
kilogramo fuerza	kg _f	9.80	newton	N
Masa				
libra	lb	0.45	kilogramo	kg
onza	oz	28.30	gramo	g
Peso volumétrico				
kilogramo fuerza/m³	kg _f /m³	9.80	N/m³	N/m³
libra /ft³	lb/ft³	157.08	N/m³	N/m³
Potencia				
caballo de potencia	CP, HP	745.69	watt	W
caballo de vapor	CV	735.00	watt	W
Viscosidad dinámica				
poise	μ	0.01	pascal segundo	Pa s
Viscosidad cinemática				
viscosidad cinemática	v	1	stoke	m²/s (St)
Energía/ Cantidad de calor				
caloría	cal	4.18	joule	J
unidad térmica británica	BTU	1 055.06	joule	J
Temperatura				
grado Celsius	°C	tk=tc + 273.15	grado Kelvin	K

Nota: El valor de la aceleración de la gravedad aceptado internacionalmente es de 9.80665 m/s²

Longitud								
de / a	mm	cm	m	km	mi	milla náutica (nmi)	ft	in
mm	1.000	0.100	0.001					
cm	10000	1.000	0.010				0.033	0.394
m	1 000.000	100.000	1.000	0.001			3.281	39.370
km			0.001	1.000	0.621	0.540	3 280.83	0.039
mi			1 609.347	1.609	1.000	0.869	5 280.000	
nmi			1 852.000	1.852	1.151	1.000	6 076.115	
ft		30.480	0.305				1.000	12.000
in	25.400	2.540	0.025				0.083	1.000

Superficie								
de / a	cm ²	m ²	km ²	ha	mi ²	acre	ft ²	in ²
cm ²	1.00						0.001	0.155
m ²	10 000.00	1.00					10.764	1 550.003
km ²			1.000	100.000	0.386	247.097		
ha		10 000.00	0.010	1.000	0.004	2.471		
mi ²			2.590	259.000	1.000	640.000		
acre		4 047.00	0.004	0.405	0.002	1.000		
ft ²	929.03	0.09					1.000	0.007
in ²	6.45						144.000	1.000

Volumen								
de / a	cm ³	m ³	L	ft ³	gal. EUA	acre-ft	in ³	yd ³
cm ³	1.000		0.001				0.061	
m ³		1.000	1 000.000	35.314	264.200			1.307
L	1 000.000	0.001	1.000	0.035	0.264		61.023	
ft ³		0.028	28.317	1.000	7.481			0.037
gal. EUA		0.004	3.785	0.134	1.000		230.974	
acre-ft		1 233.490				1.000		
in ³	16.387		0.016		0.004		1.000	
Yd ³		0.765		27.000				1.000

Gasto								
de / a	l/s	cm ³ /s	gal/día	gal/min	l/min	m ³ /día	m ³ /h	ft ³ /s
l/s	1.000	1 000.000		15.851	60.000	86.400	3.600	0.035
cm ³ /s	0.001	1.000	22.825	0.016	0.060	0.083		
gal/día		0.044	1.000			0.004		
gal/min	0.063	63.089	1 440.000	1.000	0.000	5.451	0.227	0.002
l/min	0.017	16.667	0.000	0.264	1.000	1.440	0.060	
m ³ /día	0.012	11.570	264.550	0.183	0.694	1.000	0.042	
m ³ /h	0.278		6 340.152	4.403	16.667	24.000	1.000	0.010
ft ³ /s	28.316			448.831	1 698.960	2 446.590	101.941	1.000

Eficiencia de pozo			
de	a	gal/min/pie	l/s/m
gal/min/pie		1.000	0.206
l/s/m		4.840	1.000

Permeabilidad							
de	a	cm/s	gal/día/Pie²	millones gal/día/acre	m/día	pie/s	Darcy
cm/s		1.000	21 204.78		864.000	0.033	
gal/día/pie²			1.000		0.041		0.055
millón gal/día/acre				1.000	0.935		
m/día		0.001	24.543	1.069	1.000		1.351
pie/s		30.480			26 334.72	1.000	
Darcy			18.200		0.740		1.000

Peso									
de	a	grano	gramo	kilogramo	libra	onza	tonelada corta	tonelada larga	tonelada métrica
Grano (gr)		1.000	0.065						
Gramo (g)		15.432	1.000	0.001	0.002				
Kilogramo (kg)			1 000.000	1.000	2.205	35.273			0.001
Libra (lb)			453.592	0.454	1.000	16.000			
Onza (oz)		437.500	28.350			1.000			
t corta				907.180	2 000.000		1.000		0.907
t larga				1 016.000	2 240.000		1.119	1.000	1.016
t métrica				1 000.000	2 205.000		1.101	0.986	1.000

Potencia									
de	a	CV	HP	kW	W	ft lb/s	kg m/s	BTU/s	kcal/s
CV		1.000	0.986	0.736	735.500	542.500	75.000	0.697	0.176
HP		1.014	1.000	0.746	745.700	550.000	76.040	0.706	0.178
kW		1.360	1.341	1.000	1 000.000	737.600	101.980	0.948	0.239
W				0.001	1.000	0.738	0.102		
ft lb/s					1.356	1.000	0.138	0.001	
kg m/s		0.013	0.013	0.009	9.806	7.233	1.000	0.009	0.002
BTU/s		1.434	1.415	1.055	1 055.000	778.100	107.580	1.000	0.252
kcal/s		5.692	5.614	4.186	4 186.000	3 088.000	426.900	3.968	1.000

Presión								
de	a	atmósfera	Kg/cm ²	lb/in ²	mm de Hg	in de Hg	m de H ₂ O	ft de H ₂ O
atmósfera		1.000	1.033	14.696	760.000	29.921	10.330	33.899
kg/cm ²		0.968	1.000	14.220	735.560	28.970	10.000	32.810
lb/in ²		0.068	0.070	1.000	51.816	2.036	0.710	2.307
mm de Hg		0.001	0.001	0.019	1.000	0.039	0.013	0.044
in de Hg		0.033	0.035	0.491	25.400	1.000	0.345	1.133
m de agua		0.096	0.100	1.422	73.560	2.896	1.000	3.281
ft de agua		0.029	0.030	0.433	22.430	0.883	0.304	1.000

Energía									
de	a	CV hora	HP hora	kW hora	J	ft.lb	kgm	BTU	kcal
CV hora		1.000	0.986	0.736				2 510.000	632.500
HP hora		1.014	1.000	0.746				2 545.000	641.200
kW hora		1.360	1.341	1.000				3 413.000	860.000
J					1.000	0.738	0.102		
ft.lb					1.356	1.000	0.138		
kgm					9.806	7.233	1.000		
BTU					1 054.900	778.100	107.580	1.000	0.252
kcal					4 186.000	3 087.000	426.900	426.900	1.000

Transmisividad				
de	a	cm ² /s	gal/día/pie	m ² /día
cm ² /s		1.000	695.694	8.640
gal/día/ft		0.001	1.000	0.012
m ² /día		0.116	80.520	1.000

Conversión de pies y pulgadas, a metros												
ft, in/m	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
0	0.000	0.025	0.051	0.076	0.102	0.127	0.152	0.178	0.203	0.229	0.254	0.279
1	0.305	0.330	0.356	0.381	0.406	0.432	0.457	0.483	0.508	0.533	0.559	0.584
2	0.610	0.635	0.660	0.686	0.711	0.737	0.762	0.787	0.813	0.838	0.864	0.889
3	0.914	0.940	0.965	0.991	1.016	1.041	1.067	1.092	1.176	1.143	1.168	1.194
4	1.219	1.245	1.270	1.295	1.321	1.346	1.372	1.397	1.422	1.448	1.473	1.499
5	1.524	1.549	1.575	1.600	1.626	1.651	1.676	1.702	1.727	1.753	1.778	1.803
6	1.829	1.854	1.880	1.905	1.930	1.956	1.981	2.007	2.032	2.057	2.083	2.108
7	2.134	2.159	2.184	2.210	2.235	2.261	2.286	2.311	2.337	2.362	2.388	2.413
8	2.438	2.464	2.489	2.515	2.540	2.565	2.591	2.616	2.642	2.667	2.692	2.718
9	2.743	2.769	2.794	2.819	2.845	2.870	2.896	2.921	2.946	2.972	2.997	3.023
10	3.048	3.073	3.099	3.124	3.150	3.175	3.200	3.226	3.251	3.277	3.302	3.327
11	3.353	3.378	3.404	3.429	3.454	3.480	3.505	3.531	3.556	3.581	3.607	3.632
12	3.658	3.683	3.708	3.734	3.759	3.785	3.810	3.835	3.861	3.886	3.912	3.937
13	3.962	3.988	4.013	4.039	4.064	4.089	4.115	4.140	4.166	4.191	4.216	4.242
14	4.267	4.293	4.318	4.343	4.369	4.394	4.420	4.445	4.470	4.496	4.521	4.547
15	4.572	4.597	4.623	4.648	4.674	4.699	4.724	4.750	4.775	4.801	4.826	4.851
16	4.877	4.902	4.928	4.953	4.978	5.004	5.029	5.055	5.080	5.105	5.131	5.156
17	5.182	5.207	5.232	5.258	5.283	5.309	5.334	5.359	5.385	5.410	5.436	5.461
18	5.486	5.512	5.537	5.563	5.588	5.613	5.639	5.664	5.690	5.715	5.740	5.766
19	5.791	5.817	5.842	5.867	5.893	5.918	5.944	5.969	5.994	6.020	6.045	6.071
20	6.096	6.121	6.147	6.172	6.198	6.223	6.248	6.274	6.299	6.325	6.350	6.375
21	6.401	6.426	6.452	6.477	6.502	6.528	6.553	6.579	6.604	6.629	6.655	6.680
22	6.706	6.731	6.756	6.782	6.807	6.833	6.858	6.883	6.909	6.934	6.960	6.985
23	7.010	7.036	7.061	7.087	7.112	7.137	7.163	7.188	7.214	7.239	7.264	7.290
24	7.315	7.341	7.366	7.391	7.417	7.442	7.468	7.493	7.518	7.544	7.569	7.595
25	7.620	7.645	7.671	7.696	7.722	7.747	7.772	7.798	7.823	7.849	7.874	7.899
26	7.925	7.950	7.976	8.001	8.026	8.052	8.077	8.103	8.128	8.153	8.179	8.204
27	8.230	8.255	8.280	8.306	8.331	8.357	8.382	8.407	8.433	8.458	8.484	8.509
28	8.534	8.560	8.585	8.611	8.636	8.661	8.687	8.712	8.738	8.763	8.788	8.814
29	8.839	8.865	8.890	8.915	8.941	8.966	8.992	9.017	9.042	9.068	9.093	9.119
30	9.144	9.169	9.195	9.220	9.246	9.271	9.296	9.322	9.347	9.373	9.398	9.423
31	9.449	9.474	9.500	9.525	9.550	9.576	9.601	9.627	9.652	9.677	9.703	9.728
32	9.754	9.779	9.804	9.830	9.855	9.881	9.906	9.931	9.957	9.982	10.008	10.033
33	10.058	10.084	10.109	10.135	10.160	10.185	10.211	10.236	10.262	10.287	10.312	10.338
34	10.363	10.389	10.414	10.439	10.465	10.490	10.516	10.541	10.566	10.592	10.617	10.643
35	10.668	10.693	10.719	10.744	10.770	10.795	10.820	10.846	10.871	10.897	10.922	10.947

La segunda columna es la conversión de pies a metros; las siguientes columnas son la conversión de pulgadas a metros que se suman a la anterior conversión.

Tabla de conversión de pulgadas a milímetros								
Pulgadas	0	1/8	1/4	3/8	1/2	5/8	3/4	7/8
0	0	3.175	6.35	9.525	12.7	15.875	19.05	22.225
1	25.4	28.575	31.75	34.925	38.1	41.275	44.45	47.625
2	50.8	53.975	57.15	60.325	63.5	66.675	69.85	73.025
3	76.2	79.375	82.55	85.725	88.9	92.075	95.25	98.425
4	101.6	104.775	107.95	111.125	114.3	117.475	120.65	123.825
5	127.0	130.175	133.35	136.525	139.7	142.875	146.05	149.225
6	152.4	155.575	158.75	161.925	165.1	168.275	171.45	174.625
7	177.8	180.975	184.15	187.325	190.5	193.675	196.85	200.025
8	203.2	206.375	209.55	212.725	215.9	219.075	222.25	225.425
9	228.6	231.775	234.95	238.125	241.3	244.475	247.65	250.825
10	254.0	257.175	260.35	263.525	266.7	269.875	273.05	276.225
11	279.4	282.575	285.75	288.925	292.1	295.275	298.45	301.625
12	304.8	307.975	311.15	314.325	317.5	320.675	323.85	327.025
13	330.2	333.375	336.55	339.725	342.9	346.075	349.25	352.425
14	355.6	358.775	361.95	365.125	368.3	371.475	374.65	377.825
15	381.0	384.175	387.35	390.525	393.7	396.875	400.05	403.225
16	406.4	409.575	412.75	415.925	419.1	422.275	425.45	428.625
17	431.8	434.975	438.15	441.325	444.5	447.675	450.85	454.025
18	457.2	460.375	463.55	466.725	469.9	473.075	476.25	479.425
19	482.6	485.775	488.95	492.125	495.3	498.475	501.65	504.825
20	508.0	511.175	514.35	517.525	520.7	523.875	527.05	530.225
21	533.4	536.575	539.75	542.925	546.1	549.275	552.45	555.625
22	558.8	561.975	565.15	568.325	571.5	574.675	577.85	581.025
23	584.2	587.375	590.55	593.725	596.9	600.075	603.25	606.425
24	609.6	612.775	615.95	619.125	622.3	625.475	628.65	631.825
25	635.0	638.175	641.35	644.525	647.7	650.875	654.05	657.225
26	660.4	663.575	666.75	669.925	673.1	676.275	679.45	682.625
27	685.8	688.975	692.15	695.325	698.5	701.675	704.85	708.025
28	711.2	714.375	717.55	720.725	723.9	727.075	730.25	733.425
29	736.6	739.775	742.95	746.125	749.3	752.475	755.65	758.825
30	762.0	765.175	768.35	771.525	774.7	777.875	781.05	784.225

Fórmulas generales para la conversión de los diferentes sistemas

Centígrados a Fahrenheit	$^{\circ}\text{F}=9/5^{\circ}\text{C}+32$
Fahrenheit a Centígrados	$^{\circ}\text{C}=5/9 (^{\circ}\text{F}-32)$
Réaumur a Centígrados	$^{\circ}\text{C}=5/4 ^{\circ}\text{R}$
Fahrenheit a Réaumur	$^{\circ}\text{R}=4/9 (^{\circ}\text{F}-32)$
Réaumur a Fahrenheit	$^{\circ}\text{F}=(9/4^{\circ}\text{R})+32$
Celsius a Kelvin	$^{\circ}\text{K}=273.15+^{\circ}\text{C}$
Fahrenheit a Rankine	$^{\circ}\text{Ra}=459.67+^{\circ}\text{F}$
Rankine a Kelvin	$^{\circ}\text{K}=5/9^{\circ}\text{Ra}$

Factores químicos de conversión					
	A	B	C	D	E
Constituyentes	epm a ppm	ppm a epm	epm a gpg	gpg a epm	ppm a ppm CaCO ₃
calcio Ca ⁺²	20.04	0.04991	1.1719	0.8533	2.4970
hierro Fe ⁺²	27.92	0.03582	1.6327	0.6125	1.7923
magnesio Mg ⁺²	12.16	0.08224	0.7111	1.4063	4.1151
potasio K ⁺¹	39.10	0.02558	2.2865	0.4373	1.2798
sodio Na ⁺¹	23.00	0.04348	1.3450	0.7435	2.1756
bicarbonato (HCO ₃) ⁻¹	61.01	0.01639	3.5678	0.2803	0.8202
carbonato (CO ₃) ⁻²	30.00	0.03333	1.7544	0.5700	1.6680
cloro (Cl) ⁻¹	35.46	0.02820	2.0737	0.4822	1.4112
hidróxido (OH) ⁻¹	17.07	0.05879	0.9947	1.0053	2.9263
nitrato (NO ₃) ⁻¹	62.01	0.01613	3.6263	0.2758	0.8070
fosfato (PO ₄) ⁻³	31.67	0.03158	1.8520	0.5400	1.5800
sulfato (SO ₄) ⁻²	48.04	0.02082	2.8094	0.3559	1.0416
bicarbonato de calcio Ca(HCO ₃) ₂	805.00	0.01234	4.7398	0.2120	0.6174
carbonato de calcio (CaCO ₃)	50.04	0.01998	2.9263	0.3417	1.0000
cloruro de calcio (CaCl ₂)	55.50	0.01802	3.2456	0.3081	0.9016
hidróxido de calcio Ca(OH) ₂	37.05	0.02699	2.1667	0.4615	1.3506
sulfato de calcio (CaSO ₄)	68.07	0.01469	3.9807	0.2512	0.7351
bicarbonato férrico Fe(HCO ₃) ₃	88.93	0.01124	5.2006	0.1923	0.5627
carbonato férrico Fe ₂ (CO ₃) ₃	57.92	0.01727	3.3871	0.2951	0.8640
sulfato férrico Fe ₂ (CO ₄) ₃	75.96	0.01316	4.4421	0.2251	0.6588
bicarbonato magnésico Mg(HCO ₃) ₂	73.17	0.01367	4.2789	0.2337	0.6839
carbonato magnésico (MgCO ₃)	42.16	1.02372	2.4655	0.4056	1.1869
cloruro de magnesio (MgCl ₂)	47.62	0.02100	2.7848	0.3591	1.0508
hidróxido de magnesio Mg(OH) ₂	29.17	0.03428	1.7058	0.5862	1.7155
sulfato de magnesio (MgSO ₄)	60.20	0.01661	3.5202	0.2841	0.6312

epm = equivalentes por millón

ppm = partes por millón

gpg = granos por galón

p.p.m. CaCO₃ = partes por millón de carbonato de calcio



BIBLIOGRAFÍA

- A, L. M. (2011). Sistemas de Desfogues y Quemadores en Instalaciones de Pemex.
- Agroterra.(2014).Trampas paralodos yresiduos. Recuperado el 2014, de <http://www.agroterra.com/p/trampas-para-lodos-y-residuos-desde-alicante-29970/29970>
- Álvarez, E. A. (2006). Filtración combinada anaerobia para el tratamiento de aguas residuales municipales. México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- APSTRUCTUS. (2013). Recuperado el 2014, de <http://apstructus.lt/galerijos/rezervuaru-galerija/>
- AQL Engineering. (2014). Corta llamas y válvulas antiexplosión. Recuperado el 2014, de <http://www.aqualimpia-engineering.com/corta-llamas.htm>
- AQL Engineering. (2014). Manómetros y sensores de presión. Recuperado el 2014, de <http://www.aqualimpia-engineering.com/manometros.htm>
- Bonastre, N., & Paris, J. (1989). Survey of laboratory, pilot and industrial anaerobic filter installations. *Process Biochemistry*, 24(1), 15-21.
- Bradfer, J. (2002). Riesgos y seguridad en el manejo de biogás en una planta de tratamiento de aguas servidas. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y ambiental. Cancún, México: Pag. 3.
- BVSDE. (2014). Biogás. Recuperado el 2014, de <http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/fulltext/gestion/biogas.pdf>
- Camilleri, C. (1988). Start-up of fixed film stationary bed anaerobic reactors. En *Anaerobic digestion* (págs. 407-412). Pergmon.
- Campos, C., & Anderson, G. (1991). The effect of the liquid upflow velocity and the substrate concentration on the startup and the steady state periods of lab-scale UASB reactors. 6° International Symposium on anaerobic Digestion. Sao Paulo, Brasil.
- Castaño, R. (2002). Consideraciones sobre diseño, arranque, operación y mantenimiento de filtros anaeróbicos de flujo ascendente. *Scientia et Technica*, 8(18), 102-105.
- Castro, H. I. (2010). Biotecnología. Bogota .
- Cervantes, F. J., Saldívar-Cabral, J., & Yescas, J. F. (2007). Estrategias para el aprovechamiento de desechos porcinos en la agricultura. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3(1), 3-12.
- Chernicharo, C. (2007). *Anaerobic Reactors. Biological wastewater treatment series* (Vol. 4). Inglaterra: IWA Publishing.
- Chernicharo, C. A. (1997). Principios do tratamento biológico de águas residuárias: Reactores anaerobios (Vol. 5). Brasil: SEGRAC.
- Cogersa. (2011). Captación de Biogás. Recuperado el 2014, de <http://www.cogersa.es/metaspacesportal/14498/19174>
- Collazos, C. J. (2008). Caso de estudio: Tratamiento de aguas residuales con tecnología UASB. Curso salud pública y saneamiento. Universidad Nacional de Colombia.

- Colleran, E., Concannon, T., Golden, T., Geoghegan, F., Crumlish, B., Killilea, E., y otros. (1992). Use of methanogenic activity test to characterize anaerobic sludges, screen for anaerobic biodegradability and determine toxicity threshold against individual anaerobic trophic groups and species. *Water Science and Technology*(25), 31-40.
- Crites, R., & Tchobanoglous, G. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Colombia: McGraw-Hill Interamericana.
- Deublein, D., & Steinhauser, A. (2011). *Biogas from Waste and Renewable Resources*. Wiley-VCH.
- Eroski Consumer. (2014). Recuperado el 2014, de http://www.consumer.es/web/es/bricolaje/albanileria_y_fontaneria/2004/02/02/95017.php
- ETW. (2014). fuelingequipments. Obtenido de <http://www.fuelingequipments.es/1-8-turbine-flow-meter.html>
- Ewtech. (2013). Máquinas, equipos y accesorios en la instalación de aprovechamiento del biogás en la EDAR. Recuperado el 2014, de <http://ewtech-edar.blogspot.mx/>
- Grady, C. L., & Lim, H. C. (2011). *Biological wastewater treatment. Theory and applications*. Estados Unidos: Marcel Dekker.
- Groth Corporation. (2013). Supresor de llamas y válvula de alivio de vacío/presión. Recuperado el 2014, de <http://www.grothcorp.com/es/product/markets/Procesamiento%20de%20biocombustibles/Accesorios%20superiores%20del%20tanque/8800A.html>
- Guiot, S. R., Arcand, Y., & Chavarie, C. (1992). Advantages of fluidization on granule size and activity development in upflow anaerobic sludge bed reactors. *Water Science and Technology*, 26(3-4), 897-906.
- Halalsheh, M., Sawajneh, Z., Zu'bi, M., Zeeman, G., Lier, J., Fayyad, M., y otros. (2005). Treatment of strong domestic sewage in a 96 m³ UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stages versus single-stage reactor. *Bioresource Technology*, 96, 577-585.
- Halalsheh, M., Zeeman, G., Lettinga, G., & van Lier, J. B. (2010). *Anaerobic pretreatment of strong sewage*. Estados Unidos: VDM Publishing.
- Haskoning Consulting Engineers and Architects and Wageningen Agricultural University. (1994). *Anaerobic treatment of domestic wastewater under tropical conditions: DECOM manual: Manual for the design, construction, operation and maintenance of UASB treatment plants for domestic wastewater*. (T. N. Ministry of Foreign Affairs, Ed.) Países Bajos: Publicaciones Royal Haskoning.
- Hill, D. T., & Jenkins, S. R. (1989). Measuring alkalinity accurately in aqueous systems containing high organic acids concentration. *Transactions of ASAE*, 32(6), 2175-2178.
- Hulshoff Pol, L. W., Dolfig, J., Straten, K., van Zeeuw, W. J., & Lettinga, G. (1984). Pelletization of anaerobic sludge in UASB reactors on sucrose-containing wastewater. *Current perspectives in Microbial Ecology*, 636-642.
- Icegas. (2014). Recuperado el 2014, de <http://www.icegas.com.br/...che/data/3015-500x500.jpg>
- IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2002). *Tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Morelos: IMTA.
- Instrumentación RG. (2014). Recuperado el

- 2014, de <http://www.instrumentacionrg.com/shop/trampas-de-vapor-de-cubeta-invertida-tipo-dw/>
- iWater. (2014). Filtros de carbón activado. Recuperado el 2014, de <http://www.plantas-purificadoras-de-aguas.com.mx/productos/filtros-de-carbon-activado/>
- J.A., G. C. (2007). Diseño y Construcción de Plantas de Biogás Sencillas. La Habana, Cuba.
- Lettinga, G., Roersma, R., & Grin, P. (1983). Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 25, 1701-1723.
- Lettinga, G., van Velsen, A., Hobma, S., de Zeeuw, W., & Klapwijk, A. (1980). Use of the upflow sludge blanket reactor concept for biological wastewater treatment, specially for anaerobic treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, 22, 699-734.
- Lobato, L., Chernicharo, C., & Souza, C. (2012). Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. *Water Science and Technology*, 66(12), 2475-2753.
- Lobo, M. K. (2005). Evaluación de procesos operativos en sistemas anaerobios para el tratamiento de aguas residuales. Costa Rica: Universidad de Costa Rica.
- Malina, J., & Pohland, F. (1992). Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. *Water Quality Management Library* (Vol. 7). Pennsylvania, U. S. A.: Technomic.
- Marlia Ingenieros. (2006). Válvulas de alivio de presión y seguridad. Recuperado el 2014, de <http://www.marlia-ing.com/Productos/seguridad/pagina.htm>
- McCarty, P. L. (1964). *Anaerobic Waste Treatment Fundamentals*. Public Works, 95(9-12), 91-126.
- Metcalf, & Eddy. (2014). *Wastewater Engineering. Treatment and resource recovery* (5a ed.). (G. Tchobanoglous, D. Stensel, R. Tsuchihashi, & F. Burton, Edits.) Estados Unidos: McGraw-Hill Higher Education.
- Monroy, O. (1992). Control de la digestión anaerobia. Curso de bioprocesos anaerobios para el tratamiento de aguas residuales industriales. México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Monteggia, L. O. (1991). The use of specific methanogenic activity for controlling anaerobic reactors. University of Newcastle.
- Muñoz, G. L. (2011). *Sistemas de Desfogues y Quemadores en Instalaciones de Pemex*.
- Noyola, A. (1994). Diseño, inoculación y arranque de reactores UASB. *Memorias del III Taller y Seminario Latinoamericano de Tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Uruguay.
- Noyola, A., Morgan-Sagastume, J. M., & López-Hernández, J. E. (2006). Treatment of biogas produced in anaerobic reactors for domestic wastewater: Odor control and energy/resource recovery. *Reviews in Environmental Sciences and Biotechnology*, 5, 93-114.
- Osmo. (2015). Filtración de carbón activado. Recuperado el 2015, de http://www.osmo.com.co/productosbd34.html?id_submenu=7
- Osorio, F., Torres, J. C., & Sánchez, M. (2010). Tratamiento de aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes. Aplicación de procesos industriales a la reutilización de aguas residuales. España: Díaz de Santos.
- Pacheco, J., & Magaña, A. (2003). Arranque de un reactor anaerobio. *Ingeniería*, 7(1), 21-

25.

- Parr Instrument Company. (2014). Aparatos a prueba de explosión. Recuperado el 2014, de <http://www.parrinst.com/es/products/stirred-reactors/options-accessories/explosion-proof-apparatus/>.
- PEMEX. (2013). Válvulas para alivio de presión y vacío en tanques de almacenamiento. Recuperado el 2014, de <http://www.pemex.com/proveedores-y-suministros/normas-referencia/Normas%20vigentes/NRF-172-PEMEX%20-2012.pdf>
- Pérez, A., & Torres, P. (2008). Indices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales fácilmente acidificables. *Ingeniería y Competitividad*, 10(2), 41-52.
- Redsolar. (2014). Recuperado el 2014, de www.cubasolar.cu/biblioteca/energíaenergía41/HTMLartículo0.5.htm
- Rheinheimer, G. (1987). *Microbiología de las aguas*. España: Acriba.
- Rodríguez, J. A. (2003). Arranque y operación de reactores anaerobios. Recuperado el 20 de Agosto de 2014, de <http://www.ingenieroambiental.com/4014/arranque.pdf>
- RUDOS. (2014). Gasbag. Recuperado el 2014, de <http://www.rudos.sk/en/hydro-eco-systems/gas-management/gasbag/>
- SAGUAPAC. (2006). Saguapac inicia quema de biogás. Recuperado el 2014, de <http://www.saguapac.com.bo/aplicacion/vista/biogas.html>
- Saslowsky, J., Liziard, Y., & Chave, E. (1988). Anaerobic treatment of evaporator condensates in a sulfite pulp mill. *Anaerobic Digestion* (págs. 499-505). IAWPRC.
- Sato, N., Okubo, T., Onodera, T., Ohashi, A., & Harada, H. (2006). Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: A case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. *Journal of Environmental Management*, 80(3), 198-207.
- SEGOB. (2013). Diario Oficial de la Federación. PROY - NOM - 015 - SEC RE - 2012. Recuperado el 2014, de http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5284212&fecha=07/01/2013
- SISTELAT. (2014). Recuperado el 2014, de <http://www.sistelat.com/instalacioneselectricasindustrialesycomerciales.html>
- Souza, C. L., & Chernicharo, C. A. (2011). Methane losses in UASB reactors treating domestic wastewater: mass balance and possible improvements. 10th Specialized Conference on Small Water and Wastewater Treatment Systems. Venice: IWA, Specialist Conference.
- Speece, R. E. (1996). *Anaerobic Biotechnology for industrial wastewaters*. U.S.A.: Archae Press.
- Tagma. (2014). Recuperado el 2014, de <http://www.tagmagroup.com.ar/maquinas-de-limpieza/bombas-y-accesorios/valvula-pass-pa-pulsar-3>
- Tecnovent. (2014). Válvulas antiexplosión. Recuperado el 2014, de <http://www.tecnovent.com/explosiones/antiexplosion/antiexplosion.htm>
- TPO. (2014). Recuperado el 2014, de http://www.tpomag.com/editorial/2011/10/tanks_structures_and_components
- U.S. Department of Energy. (1998). *Biogas Utilization*.
- Uemura, S., & Harada, H. (2000). Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature condition. *Bioresource Technology*, 72(3), 275-283.
- US, EPA. (1979). *Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal*. US:

- Center for Environmental Research Information Technology Transfer.
- Utile, Environmental Engineering Solutions. (2014). Double membrane Gas Holders. Recuperado el 2014, de <http://www.utileengineering.co.uk/gas-holders/>
- van den Berg, L., & Kennedy, K. (1982). Dairy waste treatment with anaerobic stationary fixed film reactors. *Anaerobic treatment of wastewaters in fixed film reactors*, 229-240.
- van Haandel, A. C., & Lettinga, G. (1994). *Anaerobic sewage treatment*. Inglaterra: John Wiley and Sons.
- van Haandel, A., & van der Lubbe, J. (2007). *Handbook biological waste water treatment. Design and optimisation of activated sludge systems*. Países Bajos: Uigeverij Quist.
- van Lier, J. B., Vashi, A., van der Lubbe, J., & Heffernan, B. (2010). *Anaerobic sewage treatment using UASB reactors: Engineering and operational aspects*. En H. Fang, *Environmental anaerobic technology*. Imperial College Press.
- Wiefferink. (2014). Recuperado el 2015, de <http://www.wiefferink.nl/en/products/ab-cover-engels/>
- Wiegant, W. M., & Lettinga, G. (1985). Thermophilic anaerobic digestion of sugars in upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 27, 1603-1607.
- Young, J. (1991). Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. *Water Science and Technology*, 24(8), 133-155.
- Young, J., & McCarty, P. (1969). The anaerobic filter for wastewater treatment. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 41, 160-175.
- Zegers, F. (1987). *Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto –UASB. Manual del curso*. Colombia: Corporación Autónoma Regional del Cauca y Universidad Agrícola de Wageningen.



ILUSTRACIONES

Ilustración 1.1 Etapas de degradación de compuestos complejos en el proceso anaerobio (Grady, 2011)	5
Ilustración 1.2 Tiempo de retención de sólidos (Grady, 2011)	7
Ilustración 2.1 Esquema interno de un reactor anaerobio de flujo ascendente (Chernicharo C., 2007)	10
Ilustración 2.2 Esquema de un RAFA en donde se puede observar la entrada de la alimentación del agua residual (van Lier, <i>et al.</i> , 2010)	10
Ilustración 2.3 RAFA en forma de tanque circular	12
Ilustración 2.4 Reactor anaerobio de flujo ascendente rectangular	12
Ilustración 2.5 Rutas de conversión de DQO y flujo de metano en un RAFA (Lobato, <i>et al.</i> , 2012)	13
Ilustración 2.6 Volúmenes de inóculo necesario para el arranque de un RAFA para un gasto de 3 000 metros cúbicos por día (Chernicharo C., 2007)	19
Ilustración 2.7 Puntos de muestreo en un RAFA	20
Ilustración 2.8 DQO total y soluble en el afluente y eficiencias de remoción en el reactor, con respecto a diferentes TRH y al periodo de operación. Malina & Pohland, (1992)	22
Ilustración 2.9 Resultados obtenidos durante el periodo de operación de un RAFA en el que se establecieron diferentes TRH durante el día (2.2 horas durante doce horas) y durante la noche (6 horas) en el sistema. Malina & Pohland, (1992)	24
Ilustración 2.10 Puntos de muestreo de lodo en un RAFA	29
Ilustración 2.11 Esquema de volumen y concentraciones de zonas de muestreo en un RAFA	34
Ilustración 2.12 Aparato para la medición de biogás (Chernicharo C., 2007)	37
Ilustración 2.13 Imagen de una caja de distribución mal diseñada (Van Lier, <i>et al.</i> , 2010)	49
Ilustración 2.14 Estructura de entrada bloqueada (Van Lier, <i>et al.</i> , 2010)	49
Ilustración 2.15 Imagen de desbloqueo de estructura de entrada (van Lier, <i>et al.</i> , 2010)	49
Ilustración 2.16 Imágenes de cajas de distribución (van Lier, <i>et al.</i> , 2010)	50
Ilustración 3.1 Filtro anaerobio de flujo ascendente	56
Ilustración 3.2 Formación de biopelículas adheridas a un medio de soporte. Adaptado de Chernicharo C., (2007)	57
Ilustración 3.3 Estructura de microorganismos en un gránulo. Adaptado de Chernicharo C., (2007)	58
Ilustración 3.4 Retención de biomasa intersticial. Adaptado de Chernicharo C., (2007)	59
Ilustración 4.1 Estructura esquemática de una planta con un RAFA	72
Ilustración 4.2 Diámetro de las tuberías recomendado en pulgadas (U.S. Department of Energy, 1988)	73
Ilustración 4.3 Válvula de desfogue	74
Ilustración 4.4 Medidor de flujo tipo turbina	75
Ilustración 4.5 Tuberías de conducción	75
Ilustración 4.6 Líneas de gas	76

Ilustración 4.7 Gasómetro	76
Ilustración 4.8 Trampa de lodos	77
Ilustración 4.9 Filtro de grava	77
Ilustración 4.10 Trampa de condensados	78
Ilustración 4.11 Trampa de sulfuro de hidrógeno	78
Ilustración 4.12 Válvula de alivio de presión	79
Ilustración 4.13 Válvula de alivio de presión y vacío	79
Ilustración 4.14 (a) Tanque corta llamas. (b) Válvula anti explosión	80
Ilustración 4.15 (a) Manómetro; (b) Sensores de presión	80
Ilustración 4.16 Quemador	80
Ilustración 4.17 Contenedores de gas: (a) contenedores de doble membrana; (b) bolsa contenedora de biogás; (c) película termoplástica contenedora de biogás en un biorreactor; (d) Tanque metálico contenedor de gas	82
Ilustración 4.18 Planta de adsorción con tecnología de cambio de presión (Deublein & Steinhauser, 2011)	87
Ilustración 4.19 Planta de filtros percoladores con el biorreactor separado (Deublein & Steinhauser, 2011)	89
Ilustración 4.20 Sistema para la depuración, usando agua caliente a altas presiones (Deublein & Steinhauser, 2011)	90
Ilustración 4.21 Planta química de depuración con glicol (Deublein & Steinhauser, 2011)	91
Ilustración 4.22 Tanque de carbón activado, usado para la remoción de siloxanos.	92
Ilustración 4.23 Tratamiento general de purificación del biogás	93
Ilustración 4.24 Definición de las cuatro zonas de peligro de explosión (Bradfer., 2002)	98
Ilustración 4.25 Instalaciones eléctricas con carcasa.	99

TABLAS

Tabla 2.1 Programa de monitoreo de un RAFA durante el periodo de arranque (Chernicharo C., 2007)	21
Tabla 2.2 Del estudio de caso de arranque y seguimiento del RAFA de Cali, Colombia. Malina & Pohland, (1992)	23
Tabla 2.3 Parámetros de verificación en un proceso anaerobio (Chernicharo C., 2007)	26
Tabla 2.4 Optimización de la condiciones de operación (Chernicharo C. , 2007)	26
Tabla 2.5 Puntos de muestreo y su frecuencia de muestreo durante la operación. Adaptado de Chernicharo C. , (2007)	28
Tabla 2.6 Características de lodo granular	33
Tabla 2.7 Solución Buffer y solución nutritiva (Chernicharo C., 2007)	37
Tabla 2.8 Ejemplo de informe diario de un RAFA. (Wageningen Agricultural University, 1994)	43
Tabla 2.9 Frecuencia de análisis para diferentes tamaños de plantas. Wageningen Agricultural University, (1994)	45
Tabla 2.10 Formato mensual de datos de laboratorio: Afluente y efluente. Wageningen Agricultural University, (1994)	46
Tabla 2.11 Formato mensual de datos de laboratorio para el biogás. Wageningen Agricultural University, (1994)	47
Tabla 2.12 Formato mensual de datos de eficiencias de la planta. Wageningen Agricultural University, (1994)	48
Tabla 2.13 Caudal y características del afluente (Chernicharo C. , 2007)	52
Tabla 2.14 Funcionamiento del reactor anaerobio de flujo ascendente (Chernicharo C. , 2007)	53
Tabla 2.15 Características de los lodos en el reactor (Chernicharo C. , 2007)	54
Tabla 3.1 Observaciones de varios autores en el arranque de filtros anaerobios (Speece, 1996)	61
Tabla 3.2 Parámetros a evaluar en el arranque de un filtro anaerobio y sus valores aceptables.	63
Tabla 3.3 Programa de monitoreo recomendado para un filtro anaerobio durante el arranque (Chernicharo C. A., 1997)	65
Tabla 3.4 Caudal y características del afluente. Adaptado de (Chernicharo C. , 2007)	68
Tabla 3.5 Problemas operacionales en FAFA y solución (Chernicharo C. , 2007)	68
Tabla 3.6 Problemas usuales, causas y soluciones (Chernicharo, 1997)	69
Tabla 3.7 Características de los lodos en el reactor (Chernicharo C. , 2007)	69

Tabla 4.1 Pérdidas de presión en mm de columna de agua, por cada 10 m de tuberías de PVC (J.A., 2007)	75
Tabla 4.2 Categorías de contenedores de gas (Deublein & Steinhauser, 2011)	81
Tabla 4.3 Calidad del biogás requerida para diferentes aplicaciones en Europa (Deublein & Steinhauser, 2011)	85
Tabla 4.4 Solubilidad en agua de los componentes del biogás (Deublein & Steinhauser, 2011)	89

