



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO
POSGRADO EN INGENIERÍA AGRÍCOLA Y USO
INTEGRAL DEL AGUA

CONSTRUCCIÓN Y EVALUACIÓN DE UN REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO
ASCENDENTE PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA AGRÍCOLA Y USO INTEGRAL DEL AGUA



DIRECCION GENERAL ACADEMICA
DIRECCION DE SERVICIOS ESCOLARES
OFICINA DE EXAMENES PROFESIONALES

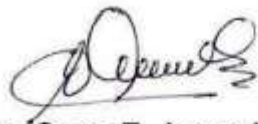
PRESENTA:
RAFAEL DE LA CRUZ GUTIÉRREZ



29 de julio de 2010
Chapingo, Estado de México

Tesis realizada por Rafael De La Cruz Gutiérrez, bajo la dirección del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN: Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua



DIRECTOR: Dr. Omar E. Arana Muñoz
NOMBRE



ASESOR: Dr. Ramón E. Arteaga Tovar
NOMBRE



ASESOR: Dr. Mauricio Carrillo García
NOMBRE

CONSTRUCCIÓN Y EVALUACIÓN DE UN REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El jurado que revisó y aprobó el examen de grado de Rafael De La Cruz Gutiérrez, autor de la presente tesis de Maestría en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua estuvo constituido por:

DIRECTOR: Dr. Omar E. Arana Muñoz
NOMBRE

ASESOR: Dr. Ramón E. Arteaga Tovar
NOMBRE

ASESOR: Dr. Mauricio Carrillo García
NOMBRE

A TODAS LAS PERSONAS QUE DEDIQUEN UN BREVE TIEMPO, PARA OJEAR O LEER, ESTE MODESTO TRABAJO.

AGRADECIMIENTOS

AL CONACYT POR EL APOYO ECONÓMICO OTORGADO PARA REALIZAR LOS ESTUDIOS DE MAESTRÍA.

A LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO POR LA OPORTUNIDAD QUE ME
PROPORCIONÓ PARA CURSAR LOS ESTUDIOS DE MAESTRÍA.

A la coordinación de Posgrado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, en especial al Dr. Ramón Arteaga Ramírez y a la Srita. Lidia, por el invaluable apoyo que me otorgaron durante el tiempo que duró el curso y posteriormente, para finiquitar el trámite de titulación.

A todos mis maestros de posgrado, que me enseñaron el camino para ser un incipiente investigador, que ahora supongo que es lo que soy, a mis asesores y en especial al Dr. Omar E. Arana Muñoz, por su valiosa guía y tiempo dedicado en este trabajo.

Al Ing. Luis Rodrigo Aguilar Corona, encargado de la planta piloto no. 9 de tratamiento de aguas residuales municipales de la Universidad Autónoma Metropolitana, por su apoyo y consejos.

Al Dr. Víctor Olvera Viascán, por el apoyo para la realización de algunos análisis de DBO_5 y DQO en su laboratorio de IDECA, S. A. de C.V.

A todos mis compañeros de posgrado por los momentos compartidos.

A mí amada esposa Catalina y al motivo de mi vida, mi hijo Rafael, por el tiempo y amor que me han prodigado y que son el soporte que me sirvió para poder terminar este trabajo.

FINALMENTE EL AGRADECIMIENTO ESPECIAL, QUE ESTÁ POR SOBRE TODO, MI AGRADECIMIENTO AL MÁXIMO CREADOR DEL UNIVERSO QUE AÚN, ME DA LA OPORTUNIDAD DE FORMAR PARTE DE SU MARAVILLOSA CREACIÓN, AQUÍ EN LA TIERRA.

CONTENIDO

	Pág.
RESUMEN	10
ABSTRACT	11
1. INTRODUCCIÓN	12
2. ANTECEDENTES.....	13
3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	16
4. JUSTIFICACIÓN DEL PROBLEMA.....	18
5. OBJETIVOS	19
6. MARCO DE REFERENCIA Y TEÓRICO	20
7. COMPONENTES DEL REACTOR UASB CONSTRUIDO A ESCALA DE LABORATORIO PARA DESARROLLAR EL EXPERIMENTO	32
8. MATERIALES Y MÉTODOS	33
9. OBTENCIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	62
10. DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	69
11. CONCLUSIONES.....	74
12. RECOMENDACIONES	76
BIBLIOGRAFÍA.....	78
ANEXOS	82

RESUMEN

Construcción y Evaluación de un Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente para Tratamiento de Aguas Residuales.

Rafael De La Cruz Gutiérrez.

El tratamiento de aguas residuales en un reactor anaerobio de flujo ascendente conocido en inglés como UASB y en español como RAFA, es un proceso en el cual el agua residual se introduce por el fondo del reactor y fluye a través de un manto de lodos, conformado por granos biológicos o partículas de microorganismos. El proceso fue desarrollado por Lettinga y otros en 1980, en Holanda. Como la temperatura óptima del proceso es entre 20 y 30°C el uso de este sistema ha ido en aumento ocupando una posición destacada en varios países con clima tropical y subtropical, en vista de sus condiciones favorables de temperatura. En la práctica, la eficiencia de los reactores UASB se estima principalmente por medio de relaciones empíricas, obtenidas de resultados experimentales de sistemas en funcionamiento. El objetivo principal de este artículo es

encontrar las ecuaciones que relacionen la eficiencia de remoción de DBO_5 y DQO contra el tiempo de retención hidráulica, para las aguas residuales de la Universidad Autónoma Chapingo.

Con este objetivo se construyó un reactor a escala de laboratorio y se operó en lotes, se realizaron cuatro muestreos por día, del agua tratada, con tiempos de retención hidráulica entre 2 y 18 hrs. Se determinaron la DBO_5 y DQO para cada muestra. Como resultados se obtuvieron las ecuaciones que relacionan la eficiencia de remoción del reactor contra el tiempo de retención hidráulica. Se concluyó que la eficiencia de remoción de DBO_5 y DQO es aceptable y concuerdan con algunos resultados de plantas en operación.

Palabras clave: reactor UASB, RAFA, tratamiento anaerobio, tratamiento biológico de aguas residuales, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno.

ABSTRACT

Construction and evaluation of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor for wastewater treatment.

Rafael De La Cruz Gutiérrez.

Treatment of wastewater in an anaerobic reactor known in English as UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor) and in Spanish as RAFA, is a process in which wastewater is introduced along the bottom of the reactor and flows through a mantle of sludge formed by organic grains or particles of microorganisms. The process was developed by Lettinga and others in 1980, in the Netherlands. As optimal process temperature is between 20 and 30°C, the use of this system has been increasing, occupying a prominent position in several countries with tropical and subtropical climate in view of their favorable temperature conditions. In practice, UASB reactor efficiency is estimated mainly by means of empirical relationships, obtained from experimental results taken from operating systems. The main objective of this paper is to find the equations relating BOD₅ and COD removal efficiency against Hydraulic

retention times, for wastewater from Chapingo Autonomous University.

For this purpose a laboratory scale reactor was built and batch operated, four treated water samples were taken per day, with Hydraulic retention times ranging from 2 to 18 hrs. The BOD₅ and COD were measured for each sample. As a result, equations were obtained relating the removal efficiency for the reactor against retention time. The conclusion is that the BOD₅ and COD removal efficiency is acceptable, and consistent with some results of plants in operation.

Keywords: UASB reactor, RAFA, anaerobic treatment, biological wastewater treatment, chemical oxygen demand, biodegradable oxygen demand.

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo industrial de la sociedad y los avances en la medicina, entre otros factores, ha provocado el incremento de la población humana y por consiguiente un incremento desordenado en la urbanización de las ciudades, ya que la mayoría de los gobiernos, actualmente, aun no son capaces de controlar este fenómeno social.

Esta situación implica uno de los problemas más grandes que en la actualidad agobian al mundo moderno, y que se conoce como contaminación del medio ambiente el cual ya está en niveles alarmantes.

Dentro de este contexto, las fuentes naturales de agua, ríos, lagos y lagunas, entre otras, se ven afectadas por desechos industriales vertidos sobre ellas.

Algunos países industrializados en su afán de solucionar este problema, promueven leyes sobre este aspecto, tomando medidas estrictas que permiten reducir al mínimo los riesgos sanitarios y el nivel de contaminación de los desechos domésticos e industriales expuestos al ambiente.

En algunos países sub-desarrollados, como el nuestro, existe legislación al respecto pero, puede decirse que aun es incipiente y sin la capacidad y experiencia suficiente para resolver el gran problema de contaminación en las principales ciudades del país, que no obstante de ser poco industrializado, ya existen muchos ejemplos de contaminación a fuentes de agua debido a las descargas de aguas residuales.

Por lo anterior se considera que es urgente y necesario promover con mayor énfasis, que las aguas residuales se sometan a algún proceso de tratamiento antes de su descarga a las corrientes naturales, es más, sería recomendable el proceso de tratamiento de las aguas que se usan para riego, ya que existen muchos lugares del país donde se riega con las aguas negras crudas, un ejemplo es la zona del mezquital, en el Estado de Hidalgo, en donde no se sabe a ciencia cierta que posibles contaminantes dañinos a la salud pudieran contener.

2. ANTECEDENTES

En México, el agua se ha usado y aún se sigue utilizando en forma indiscriminada e irresponsable ya que de acuerdo con las estadísticas de la CONAGUA el consumo promedio nacional es de 217 l/hab/día sin embargo, se estima que, en promedio, con tan solo una dotación de 135 a 150 l/hab/día sería suficiente para satisfacer el uso doméstico per cápita urbano, por lo que se deduce que en promedio cada persona desperdicia 67 litros diarios.

En el anexo A1 se muestran algunos valores recomendados para las dotaciones de agua potable.

No obstante, en algunos casos se reporta que el consumo es de hasta 300 l/hab/día, con lo que el desperdicio aumenta considerablemente pero, es posible que en muchos casos, este desperdicio no se deba al uso directo del agua por una persona, ya que hay que considerar que existen pérdidas por conducción desde la planta potabilizadora hasta el domicilio.

De acuerdo con la CONAGUA, en promedio a nivel nacional, por ejemplo, en 2003, el agua facturada representó el 49% del agua empleada, lo que implica que el 51% restante se perdió en fugas, tomas clandestinas o deficiencias del padrón de usuarios.

Así, en estas condiciones, implica que la producción de aguas residuales va en aumento conforme la población aumenta.

Por otra parte, si bien la construcción de plantas de tratamiento ha ido en aumento, también, de acuerdo con la CONAGUA, las plantas no trabajan al 100%, como se puede ver en la siguiente tabla 2.1, Ver *Anexo A1*.

Tabla 2.1 Porcentaje utilizado respecto de la capacidad instalada de las plantas de tratamiento en operación

AÑO	PLANTAS EN OPERACIÓN			% porcentaje utilizado de la cap. instalada
	No. de Plantas	Capacidad instalada (l/s)	Caudal tratado (l/s)	
1992	394.00	ND	30554.00	-
1993	454.00	ND	30726.00	-
1994	461.00	ND	32065.00	-
1995	469.00	48172.00	32905.20	68.31
1996	595.00	51696.30	33745.40	65.28
1997	639.00	57401.70	39388.80	68.62
1998	727.00	58560.20	40854.70	69.77
1999	777.00	61558.99	42396.76	68.87
2000	793.00	68970.00	45927.30	66.59
2001	938.00	73852.60	50810.00	68.80
2002	1077.00	79735.03	56148.49	70.42
2003	1182.00	84331.48	60242.55	71.44
2004	1300.00	88718.30	64541.94	72.75
2005	1433.00	95774.27	71784.84	74.95
2006	1593.00	99764.20	74388.30	74.56
2007	1710.00	106266.70	79388.30	74.71
2008	1833.00	113023.97	83639.61	74.00
ND: Dato no disponible.				
FUENTE: CONAGUA/SGAPDS/Gerencia de Potabilización y Tratamiento.				

Monroy (1998) citado por Nicolás y Valdivieso (2000), afirma; en un análisis detallado de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, que se realizó en 946 plantas, de estas, el 40% correspondía a lagunas de estabilización, el segundo grupo por número era el de plantas de lodos activados, las cuales junto con las lagunas de oxidación, lagunas aireadas y los filtros percoladores, constituían otro 40% de los procesos de tratamiento.

De estas plantas solo 755 estaban en operación, 41% de estas (312 plantas) con una eficiencia de eliminación de la DBO superior a 75% y 26% (199 plantas) con una eficiencia inferior a 50%.

Noyola (1990), observa que los procesos convencionales de tratamiento no han dado resultados satisfactorios a las necesidades de saneamiento de los cuerpos de agua del país. Las razones son diversas, pero la que se manifiesta con más frecuencia es la falta de operación y el abandono en que se encuentran las plantas.

Son muchos los casos en que el municipio no puede solventar los consumos de energía de los procesos aerobios, pues, si bien los créditos para su construcción son manejables, “no se consideran los recursos para su operación y mantenimiento” al momento de seleccionar el proceso.

Hasta el año 2008¹ en el país habían 152 plantas de tratamiento anaerobio, anexo A2, y representan 1.21 m³/s (104,500.8 m³/día) de aguas residuales tratadas, lo que representa aproximadamente 0.001% del total de aguas residuales generadas y 1.45% de las aguas residuales municipales tratadas.

De acuerdo con el cuadro A1.4a y A1.4b, de los anexos, el método más utilizado en el país es el de lagunas de estabilización, aplicado en 677 plantas, equivalentes al 36.9% del total de las mismas².

Le sigue el de lodos activados que se aplica en 454 plantas, 24.8% del total. En tercer lugar figura el proceso de RAFA (Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente), que se utiliza en 152 plantas, que equivalen al 8.29% del total.

México cuenta con un volumen promedio anual de 5,125 m³ de agua renovable por habitante, cifra que lo ubica como un país sin problemas de agua; sin embargo al efectuar un balance regional aparecen zonas áridas con marcado déficit, cuya solución podría ser el reuso (Reuso Posible del Agua Residual en México, Blanca E. Jiménez Cisneros et al. Instituto de ingeniería, UNAM).

¹ Semarnat, CONAGUA, *Situación del Subsector Agua potable, Alcantarillado y Saneamiento*. Edición 2009. México, 2009

² Ibidem

3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El uso e investigación en reactores UASB en los últimos años, ha cobrado importancia gradualmente, sobre todo en países con climas tropicales y subtropicales, ya que estas condiciones de temperatura favorecen el desempeño del reactor (de Lemos, 2007).

Como se comentó en el apartado 1.1 de este trabajo, en México, el uso de los sistemas anaerobios para tratar aguas residuales es muy escaso, sobre todo si se trata de un sistema de tratamiento biológico, como el reactor anaerobio de flujo ascendente, pues comúnmente se cree que este sistema es muy tardado en su fase inicial de arranque, así como la suposición de que genera olores muy desagradables, entre otros. Sin embargo, se ha visto en plantas de este tipo, que están en operación que lo anterior no se cumple al cien por ciento, ya que si bien se generan olores como en toda planta de tratamiento, estos generalmente no son mayores que los que genera una planta de lodos activados, lagunas de estabilización o de biodiscos.

Asimismo, el tiempo que se tarda en el arranque, se puede reducir, si se inocula un lodo adecuado de otro reactor y en general, aun cuando el tiempo de arranque fuera un poco mayor que en los sistemas más comunes, finalmente esto se compensa con los costos que a corto y largo plazo son relativamente baratos y el sistema entonces, se vuelve rentable.

Es quizá por estas razones por las que en México, existe poco interés en el estudio y uso frecuente de este sistema de tratamiento, aunque puede existir otro factor que también influya, y consiste en que, al implementar un sistema de este tipo, el costo de construcción es relativamente más barato, que los sistemas que se usan comúnmente en México, como por ejemplo lodos activados o laguna de estabilización.

De tal manera que, una empresa que se dedica a construir plantas de tratamiento no le convendría proponer un sistema que, desde el punto de vista económico, no le va a dejar buenas ganancias.

Bajo estas consideraciones los problemas que constituyen el objetivo de investigación de esta tesis, es:

- ✓ Comprobar y demostrar que la eficiencia de remoción, de materia orgánica, de un reactor anaerobio de flujo ascendente, con suministro, de agua residual, únicamente por gravedad es aceptable y similar a la reportada en la bibliografía.
- ✓ Encontrar las ecuaciones que relacionan el tiempo de retención del agua, dentro del reactor, con la eficiencia de remoción de materia orgánica, y que pueden servir para el diseño de reactores de este tipo, para tratar aguas residuales domésticas.

4. JUSTIFICACIÓN DEL PROBLEMA

La creciente escasez de las aguas para consumo humano e industrial debido al crecimiento demográfico, a la urbanización, a las pérdidas por conducción y, posiblemente al cambio climático, ha dado lugar al mayor empleo de aguas residuales para la agricultura, la recarga de aguas subterráneas, jardinería y otras áreas.

Esta escasez ha obligado a diversos investigadores a optimizar los tratamientos secundarios comunes existentes, como el tratamiento biológico anaerobio, que se ha constituido en los últimos años, en una alternativa tecnológica para el tratamiento de aguas residuales.

Algunas razones para interesarse en este tipo de tratamiento estriban en la economía de recursos que representa, uso de poca o nula energía eléctrica, y en la posible utilización del gas producido durante la degradación de la materia orgánica para generar energía.

Aún, cuando en México, el tratamiento anaerobio no es muy socorrido se sabe, por los resultados obtenidos por diversos investigadores, que este sistema ha demostrado tener buenas eficiencias en la remoción de la porción soluble de la materia orgánica presente en las aguas residuales domésticas.

Por esta razón, se considera que este sistema de tratamiento tiene un potencial de uso aun no explotado, ya que el tratamiento de aguas residuales, como problemática ambiental en un país en vías de desarrollo, generalmente no es la prioridad en sus recursos económicos.

En general, estos sistemas de tratamientos son relativamente más baratos que otros sistemas, tales como lodos activados o lagunas de estabilización, etc.

Así, en este trabajo, se pretende comprobar que el tratamiento de aguas residuales, mediante un reactor anaerobio de flujo ascendente, es tan eficiente que se pueden obtener eficiencias de remoción de materia orgánica mayores a 60%.

Además, el experimento se realizará sin necesidad de utilizar algún sistema de bombeo con lo que el sistema instalado funcionará únicamente por gravedad, con lo cual también se demostraría que éste puede funcionar adecuadamente en esas condiciones.

5. OBJETIVOS

5.1. OBJETIVO GENERAL

Construir un reactor anaerobio de flujo ascendente, UASB, a escala de laboratorio, con suministro de agua únicamente por gravedad, para evaluar su eficiencia de remoción de materia orgánica.

5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i. Evaluar la eficiencia del reactor, UASB, al utilizar aguas residuales del tipo doméstico, de la Universidad Autónoma Chapingo, al comparar la DBO_5 y DQO de entrada con las obtenidas a la salida del reactor.
- ii. Determinar las ecuaciones que relacionen los tiempos de retención hidráulica, con las eficiencias de remoción de la DBO_5 y DQO que sirvan para el diseño de reactores, UASB, para el tratamiento de aguas residuales domésticas.
- iii. Demostrar que con el sistema funcionando por gravedad, se pueden obtener eficiencias de remoción, similares a las obtenidas cuando se utiliza un sistema de bombeo.

6. MARCO DE REFERENCIA Y TEÓRICO

6.1. MARCO DE REFERENCIA

Aguas residuales: Se les llama a las aguas que fueron usadas en las actividades industriales, domésticas y agrícolas, que mediante sistemas de tuberías son transportadas hacia el sistema general de colección de aguas negras o sistema de alcantarillado y finalmente son vertidas a los ríos o esporádicamente a los sitios donde son tratadas mediante algún proceso de tratamiento. Dependiendo de su origen, las aguas pueden contener o no, metales pesados. En el anexo A3 se detallan algunas características de las aguas residuales.

Muy frecuentemente las aguas pluviales, de forma absurda, se mezclan con las aguas residuales por lo que estas pasan a formar parte de estas últimas.

Aguas residuales domésticas: Se consideran aguas residuales domésticas a las aguas provenientes *únicamente de las viviendas, edificios comerciales e institucionales*, excepto de los hospitales, ya que las aguas de estos lugares suelen contener algunos iones inorgánicos como: Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NO_3^- y algunos metales pesados³ tales como. Pb^{2+} , Hg^{2+} , Cd^{2+} , Ag^+ , etc., en altas concentraciones.

Influyente: Agua residual o potable u otro líquido que ingresa a un reservorio, corriente de agua, o algún proceso de tratamiento.

Efluente. Agua residual o potable u otro líquido que sale de un reservorio, corriente de agua, o algún proceso de tratamiento.

Tratamiento biológico: El tratamiento biológico de las aguas residuales se basa en el proceso aparentemente simple, en el que una población mixta de microorganismos, utiliza como nutrientes las sustancias que contaminan el agua.

Este mecanismo se lleva a cabo en forma natural en los ríos, lagos o pequeños cursos de agua mediante el cual se autopurifican sin embargo, mediante el uso de técnicas de la ingeniería química, que está en constante desarrollo, este proceso se acelera e intensifica para tratar las aguas residuales.

³ Se acepta que los metales pesados son aquellos elementos cuya densidad es mayor a 5 g/ml

En general, este tratamiento considera la remoción de contaminantes mediante actividad biológica, la cual se aprovecha para remover principalmente sustancias orgánicas biodegradables, coloidales o disueltas, del agua residual, mediante su conversión en gases que escapan a la atmósfera y en biomasa extraíble mediante sedimentación⁴

Proceso anaerobio o digestión anaerobia: El proceso anaerobio consiste en la fermentación u oxidación de los componentes orgánicos, sin necesidad del oxígeno libre, para obtener la energía requerida en el crecimiento de los organismos anaerobios.

En cuanto a la producción de energía, este proceso es menos eficiente que el aerobio, ya que la mayoría de la energía liberada, en el catabolismo anaerobio, proveniente de la sustancia descompuesta, permanece en los productos finales orgánicos reducidos, como el metano; generándose una cantidad de biomasa mucho menor que la producida en el proceso aerobio⁵.

En el anexo A4 se detallan los principales sistemas de tratamiento que degradan la materia orgánica mediante el proceso anaerobio.

Carga orgánica o Materia orgánica, MO: La materia orgánica, MO, representa la parte más importante de la contaminación, ya que es la que agota el oxígeno disuelto, en las masas de agua, ríos, lagos, presas, etc. En agua residual de composición típica, cerca del 70% de los sólidos suspendidos y el 45-50% de los sólidos fijos, son materia orgánica⁶.

Oxígeno libre u Oxígeno disuelto, OD: El oxígeno es uno de los principales parámetros en tratamiento de aguas residuales, pues muchos de los organismos dependen de él, para mantener los procesos metabólicos, para obtener energía y efectuar su reproducción.

Además, el OD es el principal indicador del estado de contaminación de una masa de agua, pues la MO contenida en ella tiene como efecto directo el consumo del oxígeno disuelto.

⁴ Romero, R. J.A. *TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, Teoría y principios de diseño*. 3ª. Edición. 1ª. reimpresión 2005, Colombia; Escuela Colombiana de Ingeniería; pp. 225-253

⁵ ibídem

⁶ Orozco, J. A. *Bioingeniería de aguas residuales, teoría y diseño*. 2005; Colombia, Asociación colombiana de Ingeniería sanitaria y Ambiental

Demanda bioquímica de oxígeno, DBO: La DBO, es causada por la MO arrojada a las masas de agua y corrientes de aguas, que se constituye en el alimento para las bacterias, aerobias o anaerobias, que se reproducirán rápidamente. La DBO se define como la cantidad de oxígeno necesaria para descomponer la MO presente en el agua residual.

La DBO se propuso en el año de 1912 como un método indirecto para medir la MO. Actualmente la DBO se efectúa a 5 días y a 20°C y se denota con el símbolo DBO_5 . No obstante se puede realizar a diferentes tiempos y la DBO_u es la medida hasta el agotamiento de la MO, lo que usualmente toma de 20 a 30 días.

Demanda química de oxígeno, DQO: La DQO surgió como una necesidad de medir la demanda de oxígeno de manera rápida y confiable, es otra manera de medir indirectamente la MO a través de la demanda de oxígeno de los compuestos orgánicos.

Inicialmente se pensó que fuera un sustituto más rápido y preciso que la DBO, sin embargo, en realidad es un modo de medir la energía contenida en los compuestos.

Tiempo de retención hidráulico, TRH: Es el tiempo promedio que un volumen elemental de agua residual permanece en un reactor, desde la entrada hasta la salida. El TRH en el reactor es importante pues define el tiempo promedio durante el cual el sustrato orgánico está sometido a tratamiento.

6.2. MARCO TEÓRICO

6.2.1. DEFINICIÓN DE REACTOR

Se conoce como reacción química a la operación unitaria que tiene por objeto distribuir de forma distinta los átomos de ciertas moléculas, compuestos reaccionantes o reactantes, para formar otras nuevas es decir, productos.

El lugar físico donde se llevan a cabo las reacciones químicas se denomina Reactor químico.

En el contexto de la industria química, un reactor químico es una unidad de proceso diseñada para llevar a cabo una o varias reacciones químicas. Esta definición generalmente implica un sistema bien definido, casi siempre en un recipiente cerrado, con líneas de entrada y salida, especificadas claramente, y un algoritmo de control definido.

No obstante esta definición deja muy abierto el campo de aplicación de los contenidos de la ingeniería de las reacciones químicas.

Por ejemplo, se pueden diseñar reactores eficaces sin paredes, sin flujo de reactantes y sin un sistema de control. Tal es el caso de los procesos para la síntesis de materiales mediante reacciones de combustión de estado sólido⁷.

La atmósfera es un ejemplo de reactor, de enormes dimensiones, donde tiene lugar una amplia variedad de reacciones: en las capas inferiores, los llamados *compuestos orgánicos volátiles*, que se emiten en una gran variedad de actividades humanas reaccionan con óxidos de nitrógeno en presencia de la luz solar para producir *smog* fotoquímico.

En capas más altas, una compleja red de reacciones radicálicas es responsable de la destrucción de la capa de ozono.

Muchas otras reacciones tienen lugar en este reactor atmosférico, que recibe radiación solar e intercambia calor, materia y cantidad de movimiento con la corteza terrestre.

⁷ M., Santamaría, Jesús; et al, *Ingeniería de Reactores* 1ª. Reimpresión, 2002, España, Edit. Síntesis, pp.16-32

Para el tema que se trata en el presente trabajo la definición de reactor que se adopta es la que define al reactor como “**una unidad procesadora diseñada para que en su interior se lleve a cabo una o varias reacciones químicas**”.

Dicha unidad procesadora, en este caso, está constituida por un recipiente herméticamente cerrado, de forma tubular, el cual cuenta con una línea de entrada y salida de aguas residuales, y está gobernado por un algoritmo de control o de operación.

6.2.2. TIPOS DE REACTORES SEGÚN LA CONTINUIDAD DE LAS OPERACIONES Y EL ESTADO DEL SISTEMA.

Por la forma en que se operan los reactores químicos se clasifican en tres grandes tipos:

De forma continua: Un reactor continuo puede definirse como un recipiente en el cual, durante la reacción⁸ el suministro de agua residual es constante y del que se retira ininterrumpidamente determinado volumen de agua tratada. Puede funcionar en estado estacionario o no estacionario.

En esta forma de operación no todas las partículas de agua residual permanecen el mismo tiempo dentro del reactor.

De forma discontinua: o en batch (lotes). Un reactor discontinuo puede definirse como un recipiente del que no entra ni sale materia durante la reacción.

Se considera que la reacción comienza en un punto inicial del tiempo, comúnmente, en $t_0 = 0$, este tiempo se hace corresponder con el inicio de entrada del agua residual y termina en un $t_1 = x$, cuando el agua, ya tratada, sale del reactor.

Este lapso de tiempo, se lo llama tiempo de retención hidráulica y durante el mismo, las bacterias anaerobias se alimentan de la materia orgánica y como producto de esto, se produce el gas que en mayor porcentaje es metano.

⁸ Aquí, el término reacción, se refiere a la degradación de la materia orgánica, es decir la oxidación de los componentes orgánicos, por las bacterias anaerobias, en el manto de lodo.

En esta forma de operación se considera que todas y cada una de las partículas de agua residual permanecen durante el mismo tiempo en el reactor.

En general, este tipo de reactores opera en ciclos de suministro-reacción-descarga y, durante la etapa de reacción, funciona en estado no estacionario.

De forma semicontinua: En este tipo de reactores, inicialmente se carga el reactor como en el caso discontinuo, pero durante la reacción se añaden reactantes o se retiran productos de manera más o menos continua. Funciona en estado no estacionario.

Asimismo, de acuerdo con el estado del sistema, reactor, se clasifican en dos tipos básicos.

En estado estacionario: Se presenta cuando las propiedades del agua residual, en una posición dada en el espacio, no cambian con el tiempo, aunque si pueden variar de una posición a otra dentro del reactor.

En estado no estacionario: Ocurre cuando las propiedades del agua residual en una posición dada en el espacio, evolucionan a lo largo del tiempo.

6.2.3. CINÉTICA QUÍMICA EN LOS REACTORES

Bajo condiciones apropiadas, algunas sustancias pueden transformarse en otras, que constituyen diferentes especies químicas. Si esto ocurre, sólo por reordenación o redistribución de los átomos para formar nuevas moléculas, decimos que se ha efectuado una reacción química.

En química se estudian estas reacciones considerando su modo y mecanismo, los cambios físicos y energéticos que tienen lugar, y la velocidad con que se forman los productos.

6.2.4. CLASIFICACIÓN DE LAS REACCIONES

Existen muchas formas de clasificar las reacciones químicas. De acuerdo con Levenspiel, O., 2009; probablemente el método más útil sea dividir las según el número y tipo de fases implicadas.

De lo anterior, resultan dos grandes grupos:

Sistemas homogéneos: cuando la reacción se efectúa en una sola fase.

Sistemas heterogéneos: cuando para que se efectúe la reacción se requiere la presencia de al menos dos fases.

Esta clasificación no es muy clara para el caso de las reacciones biológicas, en las reacciones enzima –sustrato. En este caso la enzima actúa como un catalizador durante la síntesis de proteínas y otros productos.

En vista de que las enzimas mismas son proteínas de estructura complicada, alto peso molecular y tamaño coloidal entre 10 y 10 nm, las soluciones que contienen enzimas representan una zona confusa entre los sistemas homogéneos y heterogéneos. Las reacciones que se llevan a cabo en un reactor biológico caen dentro de esta zona llamada de interface.

6.2.5. CINÉTICA QUÍMICA EN UN REACTOR

Con el fin de saber lo que es capaz de hacer un reactor, se necesita conocer entre otras cosas, la cinética de las reacciones dentro de él, el modelo de contacto y la ecuación de diseño (Levenspiel, O., 2009).

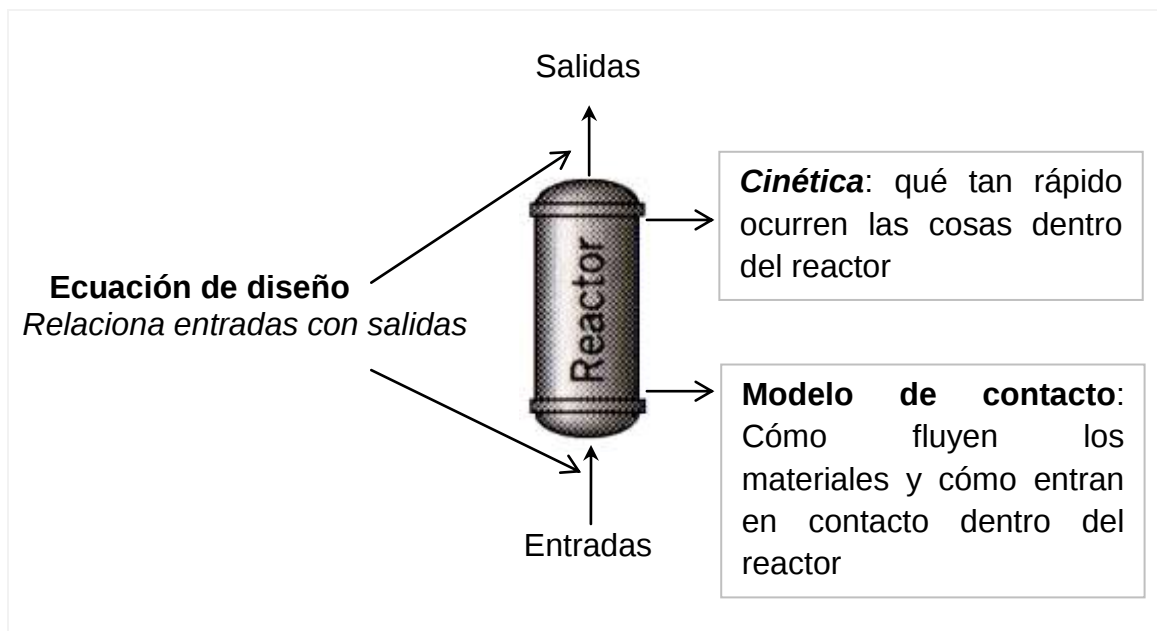


Figura 6.1 información necesaria para poder inferir lo que puede hacer un reactor

En la mayoría de los casos, lo que se busca es la ecuación que relacione las entradas con las salidas, para varias cinéticas y diversos modelos de contacto, es decir.

$$\text{Salidas} = f [\text{entrada}, \text{cinética}, \text{modelo de contacto}]$$

Esta expresión es lo que se conoce como la ecuación de diseño. ¿Por qué es importante? Porque con esta expresión es posible comparar diferentes diseños y condiciones, determinar cuál es el mejor proyecto y luego poder escalar a unidades de mayor dimensión.

La cinética química estudia la velocidad y el mecanismo por medio de los cuales una sustancia química se transforma en otra.

El mecanismo es la secuencia de eventos químicos individuales cuyo resultado global produce la reacción observada. La cinética química considera todos los

factores que influyen sobre ella explicando la causa de la magnitud de esa velocidad de reacción.

La velocidad de una reacción química puede variar desde un valor tendiente a infinito hasta prácticamente cero.

En resumen, la cinética de las reacciones permite conocer la variación de las sustancias implicadas, en función del tiempo, es decir la velocidad de reacción y los parámetros que la afectan.

6.2.5.1. VARIABLES QUE AFECTAN LA VELOCIDAD DE REACCIÓN

Hay muchas variables que afectan la velocidad de una reacción química. En el caso de los sistemas homogéneos, la temperatura, la presión y la composición son las variables más relevantes.

En los sistemas heterogéneos hay más de una fase, por lo que el problema se complica. Es posible que el material tenga que moverse de una fase a otra durante la reacción; por lo tanto la velocidad de transferencia de masa o la velocidad de transferencia de calor puede volverse importante.

Para el caso de los sistemas de tratamiento en los cuales se llevan a cabo diferentes tipos de reacciones para remover los contaminantes de las aguas residuales, los principales factores que afectan la velocidad de reacción, son la temperatura y la concentración, específicamente para un reactor anaerobio de flujo ascendente, se refiere a la concentración del lodo en el fondo del reactor.

6.3. DEFINICIÓN DE REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE, UASB

Los reactores biológicos para tratamiento de aguas residuales se clasifican como reactores aerobios y anaerobios, dentro de estos últimos se encuentra el Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente, conocido en inglés como UASB, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, y en español como RAFA o PAMLA, fue desarrollado por Lettinga y colaboradores en Holanda, a principios de los ochentas.

Es un sistema que consiste de un tanque con un lecho, cama o manto de lodo en la parte inferior, que funciona como digestor, en el cual, el agua se introduce por el fondo del reactor y fluye a través del manto de lodos conformado por granos biológicos o partículas de microorganismos los cuales transforman la materia orgánica en biogás y en la parte superior cuenta con una campana separadora que colecta el biogás y el agua tratada.

En este tipo de reactor, el tratamiento se efectúa por contacto del agua residual con el lodo granulado o floculento, en el cual se deben desarrollar bacterias con buenas características de sedimentación, bien mezcladas por el gas en circulación.

6.4. BIOQUÍMICA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA EN UN REACTOR UASB

El reactor UASB es un reactor del tipo completamente mezclado para el agua (algunos postulan que es del tipo semi-pistón) de flujo ascendente.

El tratamiento ocurre al atravesar el agua residual la biomasa acumulada en el fondo del reactor, produciéndose gas durante el proceso, arrastrando en su flotación la biomasa que lo produce, por lo cual, como se mencionó anteriormente es necesario disponer de un separador Gas-sólido-Líquido que separe el agua tratada del gas y los sólidos.

Durante el tiempo que el agua residual permanece dentro del reactor se lleva a cabo el proceso anaerobio o digestión anaerobia. La bioquímica de la digestión anaerobia, actualmente, está bastante definida gracias a los estudios de diversos investigadores en los últimos veinte años.

Para explicar la bioquímica de la digestión anaerobia se hace referencia a la figura 6.2, las etapas que ocurren son las siguientes:

Hidrólisis:

El material particulado, los biopolímeros y en general los compuestos orgánicos complejos deben sufrir una hidrólisis inicial que los convierta en sustratos simples, principalmente azúcares, aminoácidos, ácidos grasos volátiles de bajo peso molecular, y alcoholes.

Estos sustratos simples pueden ser incorporados en la glicólisis y otros procesos metabólicos básicos que ocurren internamente en las bacterias.

La hidrólisis tiene lugar externamente por la acción de las exoenzimas de las bacterias genéricamente conocidas como *acidogénicas* o *fermentadoras*.

Acidogénesis o fermentación:

Una vez ocurrida la hidrólisis, las bacterias acidogénicas toman los sustratos simples y los descomponen internamente mediante los procesos metabólicos básicos.

Acetogénesis acidoclástica:

Como los ácidos grasos volátiles distintos del ácido acético, son producto final de la Acidogénesis en ciertas condiciones (para presión parcial de hidrogeno $> 10^{-4}$ atm) y a partir de ciertos productos, es necesario su conversión a ácido acético para su posterior metanogénesis, puesto que el ácido acético es la fuente del 70% del gas metano, CH₄.

Acetogénesis hidrogenoclástica:

Existe la posibilidad de convertir el hidrogeno, H₂, formado en las reacciones acidogénicas y acetogénicas productoras de H₂, en ácido acético. Esta reacción cumple con la función principal al mantener los niveles de (H₂) en las concentraciones adecuadas para que la digestión anaerobia proceda.

Metanogénesis hidrogenoclástica:

Las bacterias metanogénicas pueden producir gas metano, CH₄, a partir del hidrógeno. Esta reacción, junto con la anterior, mantiene los niveles de (H₂) en valores adecuados para la digestión anaerobia.

Metanogénesis acetoclástica:

Esta es la vía principal de producción de CH₄ en la digestión anaerobia. Es una reacción lenta, termodinámicamente difícil, pero inexorable, puesto que es la responsable de la producción de cerca del 70% del metano.

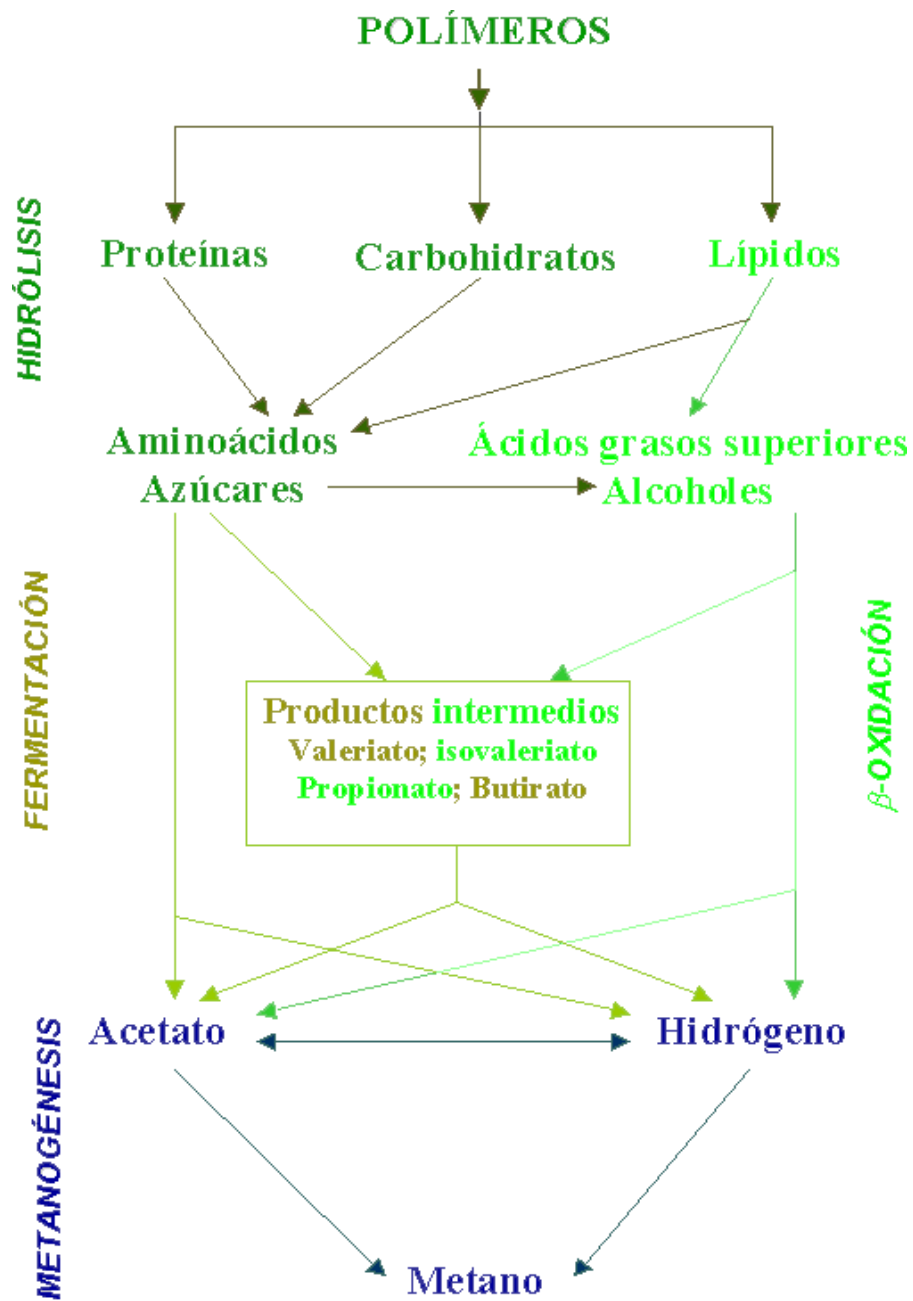


Figura 6.2 Esquema de la descomposición anaerobia
Fuente: <http://www2.cbm.uam.es/jlsanz/investigacion/default.htm>

7. COMPONENTES DEL REACTOR UASB CONSTRUIDO A ESCALA DE LABORATORIO PARA DESARROLLAR EL EXPERIMENTO

En general, un reactor anaerobio de flujo ascendente, consiste de cuatro elementos básicos y son los siguientes:

- * Un tanque reactor con un manto de lodos en el fondo.
- * Campanas colectoras del biogás en su interior, conectadas a
- * Un recipiente que lo almacena al exterior del tanque y
- * La fuente de suministro de aguas residuales.

El reactor utilizado para el experimento realizado en este trabajo, de igual forma consta de los cuatro elementos básicos anteriores, figura 7.1.

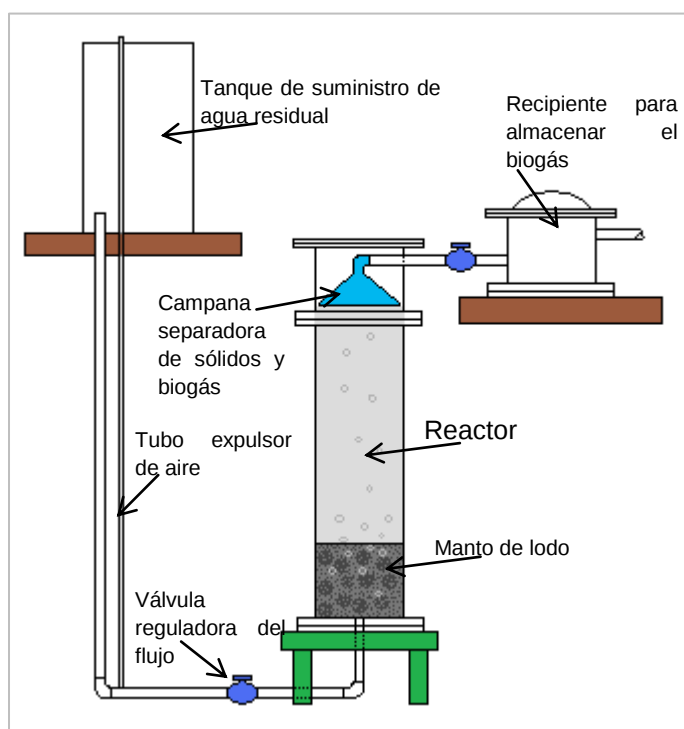


Figura 7.1 Componentes del reactor UASB construido a escala de laboratorio

8. MATERIALES Y MÉTODOS

8.1. MATERIALES

Para la realización de este proyecto de investigación, como primer paso se estableció un diagrama de Gantt, que serviría de guía en todo el proceso y como una forma de tener el control del tiempo empleado en las actividades.

Cuadro 8.1 Diagrama de Gantt de actividades para construir el reactor UASB.

Actividad	ene.-mar.	Abr.-jun.	Jul.-sept.	Oct.-dic.	Ene.-mar.	Abril-junio
Recopilación de información bibliográfica, visitas a plantas de tratamiento y laboratorios						
Construcción del reactor y realización de pruebas de hermeticidad						
Calibración de la válvula de control del flujo, usando aguas residuales.						
Arranque del reactor, inoculación de lodo y realización de muestras preliminares.						
Realización de muestreos definitivos y ensayo de la DBO ₅ Y DQO						
Análisis de resultados y elaboración de conclusiones y recomendaciones						
Redacción del trabajo de tesis.						

Es preciso señalar que esta ruta de actividades se cumplió cabalmente ya que en algunas actividades se previeron holguras suficientes que permitieron terminar el trabajo.

Cabe mencionar que sobre todo en la actividad relativa a la construcción, se tuvieron ciertos contratiempos que no se tenían considerados no obstante, gracias a las holguras supuestas, se llevó a buen término.

Respecto a esto último, de acuerdo con las asesorías que en forma verbal se obtuvieron de las personas que han construido reactores a escala de laboratorio juzgaron que estas holguras fueron un poco mayores a las que comúnmente se podrían considerar, en una programación de tiempos.

En realidad el tiempo supuesto para construir el reactor, fue casi el doble del tiempo que se debe emplear, ya que normalmente puede ser a lo mucho tres meses sin embargo, tomando en cuenta que en la universidad no se cuenta con un taller que pueda auxiliar en este tipo de proyectos, el tiempo finalmente fue suficiente, pues tan solo el tiempo para conseguir el tubo de acrílico, puede durar entre 15 o 20 días porque las empresas que proveen este material lo venden por sobre pedido.

Por otra parte, la elaboración de las bridas para unir las partes del reactor y la tapa con forma esférica que cubre al recipiente colector del biogás, también se consiguen por sobre pedido, lo cual también puede durar entre 15 o 20 días.

El problema con las bridas es que no se pueden solicitar al mismo tiempo que el tubo, ya que para asegurarse que las bridas queden perfectamente ajustadas al tubo, es necesario que este último, se tenga previamente, porque comúnmente el diámetro de los tubos varía unas decimas de milímetros y esto hace que las bridas queden con cierta holgura y pierdan la firmeza que se requiere, así pues, una vez conseguido el tubo se procede a tomar la medida del diámetro, y posteriormente ya se pueden enviar los datos para la elaboración de las bridas.

Otra actividad en la que también se empleó un tiempo considerable, fue la referente al arranque del reactor, debido a que se preparó con lodo del canal que sale del cárcamo de bombeo de la planta de tratamiento de la UACH, y que no funcionó, por lo que finalmente se inoculó el lodo proveniente del reactor de la UAM.

8.2. ALGUNAS INVESTIGACIONES REALIZADAS EN REACTORES UASB Y SITUACIÓN ACTUAL

El tratamiento anaerobio de aguas residuales se remonta desde los comienzos mismos de las aguas residuales.

Los procesos anaerobios se han utilizado para el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales por casi más de un siglo (McCarty, 1981; McCarty y Smith, 1986)

El proceso anaerobio más simple, más antiguo y más ampliamente utilizado es la fosa séptica (Jewell, 1987). Según Buswell (1958), el primer sistema reportado data de 1857, y se trata de un tanque diseñado para retener sólidos por medio de sedimentación, similar a la fosa séptica

Allá por el año de 1860, un ingeniero francés, de nombre Louis H. Mouras, construyó una cámara cerrada que se rellenaba de agua y en la cual toda la materia de excrementos se transformaba rápidamente. Este sistema, llamado "Mouras ó reciclador automático ", fue descrito por el clérigo Moigno en un informe que apareció en Francia en 1881.

Este invento fue muy bien recibido en ese tiempo y fue definido como "el más simple, el más hermoso, y quizás, uno de los más grandes de inventos modernos" (McCarty, 1985). Una cronología del desarrollo de la digestión anaerobia para el tratamiento de las aguas residuales puede encontrarse en Sastry y Vickineswary (1995).

El notable aumento en los precios de la energía, en la década de los setentas, redujo el interés hacia los métodos aerobios, contribuyendo a redirigir los esfuerzos de investigación hacia alternativas de ahorro de energía como el tratamiento anaerobio (van Haandel y Lettinga, 1994). Asimismo en ese tiempo, el tema de la gestión para la industria se comenzaba a introducir en algunos países europeos (Mulder 2003).

McKinney (1983), Vochten et al. (1988) y Eckenfelder et al. (1988) presentaron las comparaciones técnicas y económicas entre sistemas aerobios y anaerobios.

Una comparación entre los sistemas para tratamiento de aguas residuales que más frecuentemente se utilizan en los países en desarrollo, incluidos los

estanques de estabilización, lodos activados, filtros percoladores, sistemas anaerobios y la eliminación de lodos, fue suministrada por von Sperling (1996).

Las ventajas y desventajas del tratamiento anaerobio de aguas residuales, con especial énfasis en reactores de altas tasas, se resumen en los cuadros 8.2 y 8.3, respectivamente.

La alta sensibilidad bacteriana a algunas condiciones ambientales (principalmente, pH, temperatura y compuestos tóxicos), tiempo largo de arranque y la producción de compuestos malolientes, han sido comúnmente citados como desventajas de tratamiento anaerobio (Jewell, 1987).

Efectivamente, el control del pH puede ser necesaria para el tratamiento de algunas aguas residuales industriales, pero para otros tipos de aguas residuales, incluyendo aguas residuales domésticas, la composición por lo general es tal, que el pH se mantendrá en el intervalo óptimo sin necesidad de adición de químico (van Haandel y Lettinga, 1994).

Las bacterias anaerobias pueden adaptarse fácilmente a bajas temperaturas, y alta carga de materia orgánica. Además el tratamiento anaerobio se ha logrado en condiciones psicrófilas⁹ (Kato, 1994, Kato et al., 1994; Rebac et al., 1995), incluyendo algunas experiencias con aguas residuales combinadas (Lettinga et al., 1983b; Grin et al., 1983; 1985; de Man et al., 1986; 1988; Sanz y Fernández-Polanco, 1990; van der Last y Lettinga, 1992; Wang, 1994).

⁹ Se refiere a condiciones de temperatura menores a 20°C

Cuadro 8.2 Ventajas del tratamiento anaerobio de aguas residuales.

Alta eficiencia. El sistema puede lograr buena eficiencia de remoción de materia orgánica, incluso con tasas de alta carga y con bajas temperaturas.

Ausencia de soporte para retener la biomasa: únicamente se requiere buena sedimentabilidad de la biomasa dentro del reactor la cual se aglomera en forma de granos.

Sencillez. La construcción y operación de estos reactores es relativamente simple.

Flexibilidad. El tratamiento anaerobio se puede aplicar fácilmente tanto en muy grande o muy pequeña escala.

Muy poco requerimiento de espacio. Aun cuando se tengan tasas de alta carga, el área necesaria para alojar el reactor es pequeña.

Bajo consumo de energía. Si todas las operaciones de la planta pueden hacerse por gravedad, el consumo de energía del reactor es casi insignificante. Al contrario, existe producción de energía durante el proceso, en forma de metano. Así el uso de sistemas anaerobios puede conducir a un alto grado de autosuficiencia.

Baja producción de lodos. La producción de lodos es baja, en comparación con métodos aerobios, debido al lento crecimiento de las bacterias anaerobias. El lodo se estabiliza bien lo que favorece una buena disposición final además presenta buenas características de deshidratación. Asimismo el lodo se puede conservar durante largos períodos de tiempo sin una reducción significativa de la actividad, lo que permite su uso como inóculo para el arranque de nuevos reactores.

Bajo requerimiento de nutrientes y productos químicos. Especialmente en el caso de las aguas residuales, un pH adecuado y estable puede mantenerse sin la adición de productos químicos. Los macronutrientes (nitrógeno y fósforo) y micronutrientes también están disponibles en las aguas residuales, mientras que los compuestos tóxicos están ausentes.

Es adecuado para las empresas proveedoras de lodos. Los lodos anaerobios adaptados pueden conservarse sin alimentación durante mucho tiempo.

Cuadro 8.3 Desventajas del tratamiento anaerobio de aguas residuales

Baja patogenicidad y eliminación de nutrientes. Los agentes patógenos se quitan sólo parcialmente, excepto huevos de helmintos, que efectivamente se capturan en la cama de lodo. La eliminación de nutrientes no es completa y a veces se requiere un tratamiento posterior.

Tiempo largo de puesta en operación. Debido a la tasa de crecimiento baja de organismos metanogénicos, el arranque tarda más tiempo en comparación con los procesos aerobios, sobre todo cuando no se dispone de un buen inoculo.

Posibles malos olores. Se debe a la producción de sulfuro de hidrógeno durante el proceso anaerobio, especialmente cuando hay altas concentraciones de sulfato en el influente, por lo cual es necesario un adecuado manejo del biogás para evitar el mal olor. Una proporción significativa de la cantidad total de metano producido por el reactor puede ser disuelta en el efluente. Su recuperación puede requerirse para minimizar las molestias de olor y las emisiones de metano a la atmósfera.

Necesidad de tratamiento posterior. Generalmente es necesario el tratamiento posterior de los efluentes de un reactor anaeróbico, para alcanzar los estándares de las normas relativas a la gestión de materias orgánicas, nutrientes y patógenos.

Por otra parte, las bacterias anaerobias pueden tolerar una amplia variedad de sustancias tóxicas (Speece, 1983). Inclusive, heterótrofos aerobios y metanógenos mostraron sensibilidades similares a sustancias tóxicas, con la excepción de una mayor susceptibilidad de metanógenos a cloración hidrocarburos alifáticos y cloración alcoholes (Blum y Speece, 1991).

Wu et al (1993) reportó que los lodos anaerobios son capaces de degradar el pentaclorofenol (PCP), uno de los biocidas utilizados en los Estados Unidos para conservar los productos de madera.

La remoción de PCP hasta en 99%, también se registraron por Hendriksen et al (1992) utilizando un reactor UASB continuo complementado con glucosa.

También los reactores UASB se han aplicado para desintoxicar rápidamente y, en determinadas circunstancias, degradar, compuestos nitro aromáticos (Donlon et al., 1996).

También se ha demostrado la factibilidad de degradación de sustancias aromáticas por sustitución de N, alquilfenoles y colorantes azoicos bajo condiciones anaerobias (Razo Flores et al., 1996; 1997; Razo-Flores, 1997; Donlon et al., 1997).

El arranque de los reactores anaerobios puede lograrse satisfactoriamente en muy corto tiempo, si se dispone de un inoculo adecuado (de Zeeuw, 1984) y esta disponibilidad sería progresivamente mayor, si se construyeran más plantas de tratamiento anaerobio de tal forma que se tendría mayor cantidad de lodo anaerobio granular disponible para poner en operación nuevas plantas.

No obstante, la inoculación con biomasa activa demostró no ser un requisito previo para la puesta en operación de reactores anaerobios para tratamiento de aguas residuales (Louwe Kooijmans y van Velsen, 1986), ya que muchos reactores se han arrancado sin haber sido inoculados en absoluto, ya sea a escala piloto (Schellinkhout et al., 1985; Barbosa y Santa Anna Jr., 1989), o a gran escala (Schellinkhout y Collazos, 1992; Draaijer, 1992).

A bajas temperaturas, el arranque puede llevar más tiempo pero, puede ser realizado con éxito, si el reactor se inocula con lodo digerido de otro que esté en operación (Singh et al., 1997). Por otra parte, una construcción adecuada del reactor y una buena operación puede eliminar completamente el problema de malos olores en los reactores anaerobios (Conil, 1996).

De acuerdo con Jewell (1985), "no hay duda de que el desarrollo de una alternativa de tratamiento anaerobio, de aguas residuales es rentable y eficiente además de que sería uno de los avances más significativos en la historia del tratamiento de aguas residuales".

Lettinga et al. (1987) están totalmente de acuerdo con esta declaración al decir que *"...una aplicación satisfactoria para aguas residuales domésticas crudas representaría el máximo logro posible para los sistemas de tratamiento anaerobio de altas tasas"*.

El término "altas tasas" alguna vez fue usado para el diseño de digestores de lodos de aguas residuales, pero ahora se usa ampliamente para referirse a sistemas de tratamiento anaerobio que cumplan al menos las dos condiciones siguientes:

- i. Alta retención de lodo bajo condiciones de alta carga y
- ii. Adecuado contacto entre aguas residuales entrantes y lodos retenidos (Lettinga et al., 1987).

El tratamiento anaerobio en reactores de altas tasas, se reconoce cada vez más como el método principal de una tecnología avanzada para la protección del medio ambiente y conservación de los recursos naturales y representa, junto con otros métodos, un sistema de tratamiento de aguas residuales adecuado y sostenible para los países en vías de desarrollo (Lettinga et al., 1987; 1993; van Buuren, 1996; Lettinga, 1996; 1996b; Lettinga et al., 1997; Verstraete y Vandevivere, 1999).

El tratamiento anaerobio proporcionaría enormes ventajas respecto a los métodos convencionales aerobios, ya que los costos de aireación y manipulación de lodos, los dos costos más grandes asociados con los sistemas aerobios es de 3 a 20 veces más pequeño que en tratamiento aerobio (Rittmann y Baskin, 1985).

Por otra parte, los lodos (biomasa) producidos en procesos aerobios tienen que ser estabilizados en digestores de lodos anaerobios, antes de que puedan ser eliminados con seguridad, aunque se ha demostrado que son resistentes a la degradación anaerobia (Sanders et al., 1996).

8.3. EJEMPLOS DE EXPERIMENTACIÓN CON REACTORES UASB, EN DIVERSAS PARTES DEL MUNDO.

De acuerdo con lo expuesto en el capítulo anterior, se puede afirmar que la utilización de los reactores UASB es factible de operar aceptablemente tanto en climas en condiciones de bajas temperaturas como en climas tropicales.

Desde esta perspectiva a continuación se presentan algunos casos de proyectos experimentales con reactores UASB, en condiciones climáticas de baja temperatura y en condiciones de altas temperaturas.

Experimentación en condiciones de temperaturas bajas

Los reportes de diversos investigadores demuestran que los reactores UASB pueden operar satisfactoriamente en ambientes con temperaturas de las aguas residuales de alrededor de 18°C, durante períodos prolongados, sin una reducción sustancial en su eficiencia de tratamiento (Haskoning, 1996; 1996b).

El tratamiento de aguas residuales con reactores UASB, en climas con temperaturas bajas, se ha estudiado principalmente en los Países Bajos, desde 1976 (Lettinga et al., 1981; Grin et al., 1983; 1985; de Man et al., 1986; van Velsen y Wildschut, 1988).

Lettinga et al. (1983b) informó de los resultados obtenidos en reactores UASB de laboratorio con aguas residuales domésticas crudas usando como material inoculado, lodos digeridos y lodos de remolacha azucarera cultivada. Algunos de sus resultados se resumen en las tablas del anexo A5.

Asimismo, un reactor UASB de 6 m³ inoculado con lodo digerido fue operado con tiempos de retención hidráulica, TRH de 14 y 17 hrs. y se alcanzó una eficiencia de remoción de DQO de 85 a 65% y 70-55% a 20°C y entre 13 y 17° C, respectivamente, así llegaron a la conclusión que el concepto UASB era una tecnología simple, compacta y económica para tratamiento de aguas residuales, incluso a temperaturas relativamente bajas.

Fernandes et al. (1985) confirmó, los resultados, de Lettinga et al., utilizando dos pequeños reactores UASB (con cap. de 12.4 l) instalados en una casa, para tratar aguas residuales domésticas.

Basándose en investigaciones llevadas a cabo en los Países Bajos sobre diferentes reactores UASB (con cap. de, 0.120, 0.240, 6 y 20 m³), de Man et al.

(1986) concluyó que el tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas (con DQO variando de 500 a 700 mg/l) puede lograrse satisfactoriamente en un rango de temperatura de 12 a 18°C con un TRH de 7 y 12 hrs, con eficiencias de remoción de DQO y DBO de 40 a 60% y 50 a 70%, respectivamente.

Sin embargo, en ese tiempo, estos logros no se consideraban atractivos para el tratamiento de aguas residuales en las condiciones climáticas de Holanda.

Van der Last and Lettinga (1992), realizaron experimentos en Bennekom (Países Bajos) utilizando reactores EGSB, (de Lecho Expandido de Lodos Granulares, por sus siglas en inglés, *Expanded Granular Sludge Bed*), de 120 y 205 l. para tratar aguas residuales a temperatura ambiente oscilando entre 15 y 20°C en verano y de 6 a 9°C en invierno), con TRH variando de 2 a 7 horas, y encontraron que las eficiencias de remoción de DQO nunca sobrepasaron el 50%.

Las tasas de remoción de DQO (relacionados a la DQO soluble) se deterioraron durante condiciones invernales y este hecho fue atribuido a la baja actividad metanogénica de los lodos a bajas temperaturas, o a una limitación en la acidificación máxima posible de la fracción de DQO soluble en el lodo.

Las mediciones de ácidos grasos volátiles, que podrían haber ayudado a decidir la causa de esta disminución en la eficiencia de la eliminación, no se informaron. La eliminación deficiente de los sólidos suspendidos, SS, que se observó en los reactores EGSB, se debió a las velocidades altas de ascenso aplicadas las cuales variaron de 4 a 8 m/h.

Agrawal et al (1997) evaluaron una combinación de un reactor UASB de 47 l con un tratamiento posterior aerobio del tipo "hanging sponge cubes" (cubos de esponja colgantes) para tratar aguas residuales crudas con una DQO=300 mg/l, en un clima con temperaturas que oscilaban entre 7 y 30°C.

Durante la época de invierno, la temperatura de las aguas residuales fue superior a la temperatura ambiente en un rango de 2 a 4°C. El reactor UASB fue inoculado con lodo residual digerido y operó durante un TRH de 2 y 7 hrs.

La remoción de DQO fue de alrededor del 70% durante todo el año. Los cubos de esponja colgantes, del proceso de "posttreatment", proporcionaron la remoción biológica de compuestos orgánicos y de nitrógeno, incluso con tasas de alta carga, finalmente recomendaron una investigación adicional sobre varios

aspectos del proceso de tratamiento posterior mediante cubos de esponja colgantes.

El desarrollo de gránulos en un reactor UASB se observó al tratar aguas domésticas con una temperatura de 20°C con un TRH de 40 hrs. al inicio del experimento y finalizando con un TRH de 10 hrs, al final de un período de 9 meses (Singh y Viraraghavan, 1998), los resultados obtenidos se presentan en las tablas del anexo A5.

El rendimiento de un reactor UASB para tratar aguas residuales en condiciones de baja temperatura (25 a 13°C) fue evaluado por Uemura y Harada (2000), ver anexo A5. Se logró una alta eficiencia de remoción de DQO (alrededor del 70%), independientemente de la temperatura en que se operó, aunque la hidrólisis de los sólidos retenidos en la cama de lodo fue significativamente afectada por la temperatura.

Elmitwalli (2000) investigó el tratamiento de aguas residuales combinadas, a una temperatura de 13°C en un reactor UASB y un reactor llamado anaerobio híbrido (AH). El reactor AH utilizado era básicamente un reactor de flujo ascendente, en el que un filtro sintético reemplazó la campana separadora de gas-sólido-líquido, típico de los reactores UASB, en la parte superior.

El filtro sintético consistía en hojas de espuma de poliuretano reticuladas orientadas verticalmente con perillas a un lado. Las eficiencias de eliminación obtenidas con ambos tipos de reactores fueron relativamente altas (en la tabla del anexo A5 se muestran los resultados de este experimento).

Sin embargo, el tratamiento de aguas residuales en el reactor UASB aparentemente no fue práctico debido a la flotación de cama de lodo (atribuido a la alta concentración de DQO suspendido en el influente). La presencia de las hojas reticuladas de espuma de poliuretano en el reactor AH impidió la flotación de la cama de lodo. La remoción de DQO coloidal y disuelta fue significativamente mayor cuando los reactores fueron alimentados con las aguas residuales domésticas.

Mahmoud (2002) experimentó con reactores UASB tratando aguas residuales a una temperatura de 15°C, que es la temperatura promedio, de las aguas residuales en los países de Oriente Medio durante el invierno, ver anexo A5, además, reportó que no observó la flotación de lodos.

También se obtuvieron resultados satisfactorios en Jordania, con reactores UASB, con los que se trataron aguas residuales combinadas, con una temperatura de 18°C en invierno y 25°C en verano (Halalsheh, 2002).

En las tablas de anexo A5, se muestra el promedio de los resultados obtenidos en este experimento durante la época de invierno.

Experimentación en condiciones de temperaturas altas

La aplicación a gran escala de reactores UASB de aguas residuales domésticas ha tenido mucho éxito en áreas tropicales, donde la temperatura media de las aguas residuales puede llegar a 30°C (Alaerts et al., 1990; Elmitwalli, 2000; Mahmoud, 2002; Foresti, 2002).

Un ejemplo de ello es un proyecto conjunto, financiado por el Gobierno holandés llevado a cabo en Cali (Colombia) para probar la viabilidad técnica y financiera del proceso UASB para el tratamiento de aguas residuales en escala piloto y para desarrollar un diseño de criterios que pudiera transferirse a instituciones colombianas con el fin promover el uso de esta tecnología en los países en desarrollo (Schellinkhout et al., 1985; Louwe Kooijmans y van Velsen, 1986).

La planta construida en Cali se consideró como la primera de su tipo en el mundo (Louwe Kooijmans et al., 1985). Se operó un reactor de 64 m³ a una temperatura promedio de las aguas residuales, de 25°C.

El inóculo utilizado se hizo con estiércol de vaca digerido y diluido, la planta comenzó a operar totalmente después de 6 meses, con un TRH de 8 horas. Se concluyó que, en las condiciones de Cali (sobre todo de las aguas residuales), y con un TRH de 4 a 6 horas con entrada en un solo punto a cada 4 mts. dio resultados satisfactorios.

Las aguas residuales de Cali, comparadas con las de países europeos, fueron más bien diluidas (267 mg/l de DQO, 95 mg/l de DBO), mientras que la proporción de DQO/DBO del influente fue superior (2.1 a 4.4) debido a la presencia de elevadas concentraciones de SS totales y volátiles (215 mg/l SST, 108 mg/l SSV) (Lettinga et al., 1987).

Se observaron eficiencias de remoción de DQO y DBO superiores al 75% mientras que la eliminación de la SS fue aproximadamente el 70%. Se encontró

que el proceso UASB es económicamente más atractivo que las lagunas facultativas y estanques de oxidación (el sistema "carrousel"), especialmente cuando se incluyeron los costos de inversión.

Una evaluación exhaustiva de la viabilidad de tratamiento anaerobio de aguas residuales, como estrategia de saneamiento en los países en desarrollo se presentó por Alaerts et al. (1990, 1993).

Barbosa y Santa Anna Jr. (1989) reportaron los resultados de 9 meses de operación de un reactor UASB de 120 l, con el cual trataron aguas residuales con 627 mg/l de DQO y 357 mg/l de DBO, a temperatura ambiente (19-28 ° C). El arranque se logró con éxito sin necesidad de inoculación y el reactor fue operado en un TRH de sólo 4 h durante todo el período experimental se observaron gránulos bacterianos esféricos después de un mes de operación.

Gránulos de hasta 8 mm de diámetro se observaron al final del experimento. La eliminación de DQO, DBO y SST aumentó constantemente durante los primeros 4 meses de operación. Después de eso, la eficiencia de remoción mejoró más lentamente, lo que indicó el final del período de arranque.

La rápida evolución del manto de lodo se atribuyó al alto contenido de materia orgánica suspendido en las aguas residuales entrantes (76% la DQO del influente). Después de la fase de arranque (últimos 5 meses de operación), se logró una eficiencia de remoción de DBO de alrededor del 78%, mientras que la eficiencia de remoción de DQO alcanzó el 74%.

Asimismo se reportó que la acumulación de sólidos en el manto de lodo fue casi un 50% más rápido en los últimos 5 meses de operación que durante el arranque. Lo interesante que se observó, fue que la concentración de SS en el efluente no depende de las variaciones observadas en el influente, una observación también reportada por Wang (1994).

La remoción promedio de SS durante este período fue del 72%. La remoción de DQO fue principalmente a través de procesos físicos de retención de los SS en el manto de lodo. La DQO disuelta fue responsable de la mayoría de la producción de metano, pero de acuerdo con el balance de DQO, fue evidente que una porción del metano también fue producida por la hidrólisis y la fermentación de las partículas de materia orgánica atrapadas.

El alto contenido de materia orgánica no disuelta, lentamente degradable de las aguas residuales utilizadas en este experimento y la alta capacidad de

retención de sólidos en el reactor UASB, promovió un exceso de lodo de producción.

Otros estudios han mostrado que se obtiene buena eficiencia de remoción de DQO utilizando aguas residuales domésticas enriquecidas con glucosa. Sin embargo, la semi-inoculación, no se obtuvo sino hasta una temperatura de 30°C (Gnanadipathy y Polprasert, 1993).

En general, muchos investigadores concluyen que los reactores UASB se desarrollan satisfactoriamente únicamente cuando son inoculados, particularmente con lodos de sistemas facultativos o con lodos digeridos anaeróbicamente de otros reactores.

Experimentación en plantas a escalas mayores

La aplicación del proceso UASB a escalas mayores se ha implementado con éxito en varios países. Por ejemplo, mediante la cooperación bilateral entre la India y los Países Bajos llevada a cabo en 1985 fue para diseñar y construir un reactor UASB a gran escala para aguas residuales domésticas en la ciudad de Kanpur (India) y que ha estado en funcionamiento desde abril de 1989.

Esta planta fue diseñada para tratar de 5000 m³ de aguas residuales por día. Los resultados obtenidos durante un período de 12 meses de seguimiento se informaron por Draaijer et al (1992). El inicio se llevó a cabo sin inóculo.

Después de que se tuvo el lodo suficiente, acumulado en el reactor, se informó de la calidad de lodos y se mejoró deteniendo la alimentación de la planta durante aproximadamente 2 semanas. El período de arranque fue de alrededor de 10 semanas. La remoción de DQO, DBO₅ y SST fue de 74, 75 y 75% respectivamente, y se lograron en un TRH de 6 h.

Otra planta de tratamiento fue construida en Kanpur para tratar las aguas residuales de aproximadamente 180 curtidurías después de ser diluidas con aguas residuales domésticas en una proporción de 1:3 (Haskoning, 1996).

El gasto de operación de diseño fue de 36,000 m³/día. La planta se arrancó en abril de 1994 y este período duró aproximadamente 5 meses. La temperatura del reactor varió de 18°C en invierno a 32°C en verano. En las tablas del anexo A5 se presentan los resultados de más de un año de operación.

El 30 de octubre de 1990, una planta de tratamiento de aguas residuales basada en la tecnología UASB se puso en operación en Bucaramanga, Colombia (Schellinkhout et al., 1988; Schellinkhout y Collazos, 1992).

Esta planta fue diseñada para tratar 31,000 m³/día y era la más grande de su tipo en ese momento. La planta consistía en dos reactores UASB que operaban en paralelo y una laguna facultativa en serie como tratamiento posterior.

La eficiencia de remoción de DQO, de toda la planta, varió de 70 a 77% y del que los reactores UASB removieron de 45 a 50% de ese total de remoción (Schellinkhout y Osorio, 1994). No se utilizó inóculo y el período de arranque duró alrededor de 6 meses. En las tablas del anexo A5, se da una descripción detallada de las características operativas.

Basándose en los resultados obtenidos en Bucaramanga, una planta de tratamiento de aguas residuales que consiste en una combinación de reactores UASB y de filtros o estanques como posttreatment se sugirió como una solución atractiva para Egipto, donde la temperatura de las aguas residuales es menor que en Bucaramanga, pero la concentración es mayor que en Colombia (Schellinkhout, 1993).

En Brasil, después de resultados satisfactorios que se obtuvieron a escala piloto (con cap. de 106 l), se diseñó y construyó un reactor UASB de 120 m³ para el tratamiento de aguas residuales domésticas (Vieira y Souza, 1986; Vieira, 1988). Este reactor fue operado a temperatura ambiente. Los resultados de dos años de pruebas se presentan en las tablas del anexo A5 (Vieira y Garcia Jr., 1992).

En 1987, se construyó una planta demostrativa, con reactores UASB, de 336 m³ en Senigallia (Italia) (Urbini et al., 1988; Collivignarelli et al., 1991), ver los resultados obtenidos en las tablas del anexo A5. Esta planta operó a temperaturas que van desde 7 a 27°C y se diseñó para servir a una población fuertemente fluctuante (de 2,000 habitantes en invierno a 20,000 en verano) (Maaskant et al., 1991).

En Odemira, sur de Portugal, mediante una cooperación portuguesa-holandesa se construyó una planta demostrativa de reactores UASB de 20 m³ (Maaskant et al., 1991). El TRH promedio previsto se fijó en 10 hrs. Esta planta fue diseñada para manejar el flujo de aguas residuales de toda una comunidad de

320 habitantes, con planes para ampliar su capacidad para hacer frente a las aguas residuales de las zonas turísticas cercanas.

Un examen a fondo de la situación de la tecnología anaerobia para tratamiento de aguas residuales en México fue presentado por Monroy et al (2000). En este informe se concluye que alrededor del 40% de todos los reactores anaerobios construidos, a esa fecha, en México (85 en total) estaban tratando aguas residuales domésticas, incluyendo el mayor UASB reactor jamás construido ($83,700 \text{ m}^3$, para extenderse en el futuro a $133,920 \text{ m}^3$), y se trata de una combinación de las aguas residuales industriales y municipales.

Sin embargo, la mayoría de los reactores UASB para tratamiento de aguas residuales a gran escala en México, aun es pequeña, con sólo 3 plantas de más de 350 m^3 .

El estudio y la aplicación de la tecnología UASB para aguas residuales domésticas está aumentando rápidamente en América Latina, con informes en:

Brasil (de Sousa y Foresti, 1996; Chernicharo y Borges, 1997).

Colombia (Maaskant et al., 1991; B. de Mora y Sterling S., 1996; Rodríguez et al., 2001).

Guatemala (Conil et al., 1996) y México (Monroy et al., 2000).

Sin embargo, a pesar de que últimamente se ha reunido una experiencia sustancial en el diseño y el funcionamiento de los reactores UASB para el tratamiento de aguas residuales, se considera que la mayoría de los resultados todavía no han sido publicados (Wiegant, 2001).

Con todo y esto, el reactor UASB aparece como el más sólido de todos los procesos de tratamiento anaerobio y "es por mucho el sistema anaerobio más ampliamente utilizado para altas tasas de aguas residuales" (van Haandel y Lettinga, 1994).

Siguiendo el plan establecido, en la tabla 8.1, una vez terminada la actividad de recopilación de información bibliográfica, se precedió a recabar información relacionada con la construcción y operación de reactores UASB a escala de laboratorio.

Como en la información bibliográfica no se menciona nada acerca de la construcción de este tipo de reactores, se determinó investigar en los lugares donde se sabe, han construido reactores similares al que se construyó en este trabajo de tesis.

Como resultado de esta actividad de búsqueda, se encontró que en México, existen diversas instituciones que han realizando o están realizando experimentos en reactores para tratamiento de aguas residuales.

A continuación se presenta cuales son las instituciones involucradas en la experimentación con reactores:

- ✓ En la UNAM, específicamente en el instituto de ingeniería, se cuenta con un reactor del tipo de flujo ascendente a escala de laboratorio.
- ✓ En las instalaciones del Instituto Mexicano del Agua, IMTA, también se cuenta con algunos sistemas de tratamiento a escala de laboratorio sin embargo, en la fecha en que se realizó la visita, no se encontró un reactor UASB.
- ✓ En el Centro Interamericano de Recursos del Agua, CIRA, también se encuentran proyectos en investigación sobre tratamiento de aguas residuales en laboratorio pero, al momento en que se realizó la visita no se localizó ningún proyecto similar al que se realizó en esta tesis.
- ✓ En la Universidad Autónoma Metropolitana, UAM, campus Iztapalapa, se cuenta con un laboratorio donde se construyeron cinco reactores a escala de laboratorio, así como un reactor a escala piloto el cual trata las aguas residuales de dicha Universidad.

Al terminar esta etapa de investigación, se concluyó que el lugar más idóneo para continuar en la búsqueda de información relativa a la construcción y operación de un reactor UASB era en la UAM, por lo cual, a esta institución se realizaron cinco vistas posteriores para recibir asesoría, tanto para la forma de construir como de operar un reactor.

En la siguiente tabla se muestran los tipos de reactores construidos y que están operando en las instalaciones de la UAM.

Tabla 8.4 Tipos de reactores a escala de laboratorio, construidos en la UAM.

Número de reactores	Tipo de reactor
2	De Lecho Expandido de Lodos Granulares
1	De Lecho Fluidizado de Flujo Descendente
1	Filtro Anaerobio Empacado con Zeolitas
1	De Flujo Ascendente, UASB.

Al momento de la visita todos los reactores se encontraban en operación. De los cinco reactores de la UAM, uno de ellos, es del mismo tipo del que se construyó para la realización de este trabajo.

Asimismo se consultó en diversas ocasiones al encargado de la operación de dichos reactores, respecto a la forma en que han operado los reactores para mejorar los resultados, y en específico el reactor UASB.

A través de estas entrevistas se supo que las eficiencias de remoción de materia orgánica obtenidas en los reactores UASB a escala de laboratorio y piloto son entre 50 y 70 % operando en forma continua.

En las figuras 8.1 y 8.2, se muestran los reactores a escala de laboratorio de la UAM, los cuales se visitaron para conocer que materiales se deben emplear para su construcción.

En la figura 8.1b, se observa el reactor UASB, a escala de laboratorio, sostenido por una estructura de fierro de color azul.

En la figura 8.3 se muestra el reactor anaerobio de flujo ascendente a escala piloto que se encuentra localizado en las instalaciones de la UAM.



8.1a



8.1b

Figura 8.1 Reactores a escala de laboratorio, de la UAM



8.1c

Figura 8.2 Reactores a escala de laboratorio, de la UAM



Figura 8.3 Reactor a escala piloto en las instalaciones de la UAM

Con base en la información recabada se estuvo en condiciones de construir el reactor que sirvió para la realización de este trabajo, en el siguiente cuadro se presenta la relación de materiales empleados en la construcción del reactor y realización del experimento.

Cuadro 8.5 Relación de materiales para construir el reactor UASB a escala de laboratorio.

cantidad	concepto	Costo \$
1	Tambo de plástico de 42.4 cm de diámetro y 78.0 cm de altura	350.0
2	Tubos de PVC, ø de 1"	120.0
5	Codos de 90° de 1"	30.0
2	Tuercas unión para tambo	80.0
1	Tubo de acrílico transparente, ø de 3/8 "	20.0
1	Tubo de acrílico transparente, ø de 14.4 cm, 5 mm de espesor y 1.80 m de longitud	1,750.0
6	Bridas de acrílico, ø interno de 14.4 cm y ø exterior de 24.5 cm	1,080.0
3	Tablas circulares de PVC, ø de 24 cm	150.0
1	Media esfera con brida, de acrílico transparente, ø interno de 14.4 cm	200.0
5	Conectores espiga	25.0
2	Válvulas esféricas	100.0
1	Válvula de compuerta con extremos en espiga	35.0
2	Conectores de PVC, ø de 1"	8.0
1	T de PVC de 1"	10.0
2	Coples de PVC de 1"	8.0
2	Unión macho de 1"	8.0
1	Macetera de PVC, ø de 14 cm	25.0
5	Empaques de hule , ø interno de 14.4 cm y ø exterior de 24.5 cm	270.0
3	Tuercas de plástico de 1"	9.0
2	Metros de manguera de plástico, para nivel de albañil.	6.0
1	Repuesto de flexometro de 3 mts	15.0
1	Tubo de pegamento para PVC	25.0
1	Bote de pegamento para acrílico	340.0
1	Metro de manguera transparente, ø de 2 cm	6.0
1	Estructura de fierro para sostener el reactor	150.0
1	Banco de fierro para sentar el tubo	50.0
1	Cuchilla para cortar	25.0
40	Tornillos, ø de 2/8"	100.0
40	Mariposas, ø de 2/8"	60.0
80	Rondanas, ø de 2/8"	24.0
1	Llave combinada (corona y española) para tornillos, ø de 2/8"	65.00
1	Taladro con brocas	500.0
1	Tabla de madera de 28 X 28 cm	30.0
1	Termómetro de mercurio	75.0
1	Hielera de unicel	200.0
4	Pares de guantes de látex	40.0
4	Cubre bocas	24.0
1	Bata de laboratorio	240.0
total		5,838.0

En la siguiente figura se muestra en forma esquemática, el reactor y la ubicación de sus diferentes partes que lo integran.

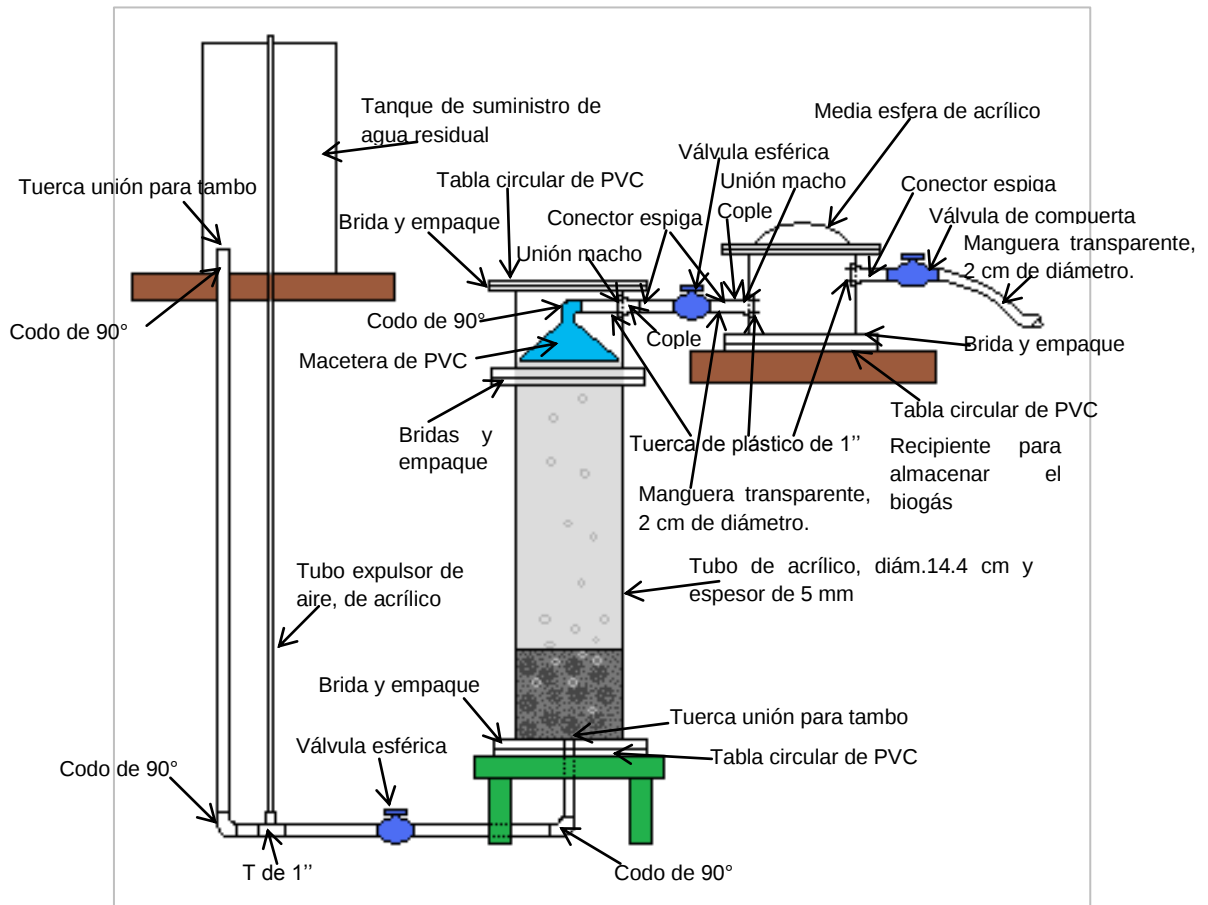


Figura 8.4 Reactor y sus partes que lo integran

En la figura 8.5 se muestra el reactor construido para la realización de este trabajo de tesis.



Tambo de suministro de agua residual



Campana separadora de gas y sólidos



Reactor y manto de lodo en el fondo

Figura 8.5 Reactor UASB a escala de laboratorio construido en la planta de tratamiento de Chapingo

8.4. CONSIDERACIONES PREVIAS A LA REALIZACIÓN DEL EXPERIMENTO

Se consideró que las aguas residuales que se trataron no contienen residuos tóxicos ni metales pesados.

Que el suministro del agua residual al reactor, sería únicamente por gravedad, mediante tubería de PVC de 1" de diámetro, y el flujo sería controlado mediante una válvula esférica.

La temperatura del medio ambiente no sería controlada.

La determinación de la DBO_5 y DQO se realizaría de acuerdo al método analítico de las normas NMX-AA-028-SCFI-2001 y NMX-AA-030-SCFI-2001, respectivamente.

8.5. METODOLOGÍA DE LA FASE EXPERIMENTAL

Una vez construido el reactor y todos los demás componentes del sistema, y de acuerdo con la secuencia de actividades indicadas en la tabla 8.1, el experimento se llevó a cabo en las cuatro etapas siguientes.

- ✓ Calibración de la válvula de control de flujo: Se calibró el sistema de abastecimiento de agua residual al reactor, el cual consistió de un tanque conectado mediante tubería de PVC al reactor con una válvula esférica para controlar el flujo, en esta etapa se hicieron pruebas del funcionamiento hidráulico.
- ✓ Arranque e Inoculación del lodo: Se inoculó el lodo para formar el manto de lodos en el fondo del reactor, en esta etapa el lodo se dejó durante aproximadamente tres semanas, para adaptar el lodo al reactor.
- ✓ Realización de los muestreos: En esta etapa, primeramente se efectuaron muestreos previos a los definitivos y se determinó la DBO_5 y DQO. Hasta que se observó cierta estabilización de los valores, finalmente se realizaron los muestreos definitivos que se utilizaron para llegar al objetivo de este trabajo.
- ✓ Análisis de resultados: Finalmente se realizaron los análisis de DBO_5 y DQO, de cada muestra y se analizaron los resultados para obtener las ecuaciones buscadas.

En la siguiente figura se indica mediante un diagrama de flujo la metodología que se llevó a cabo para la realización del experimento.

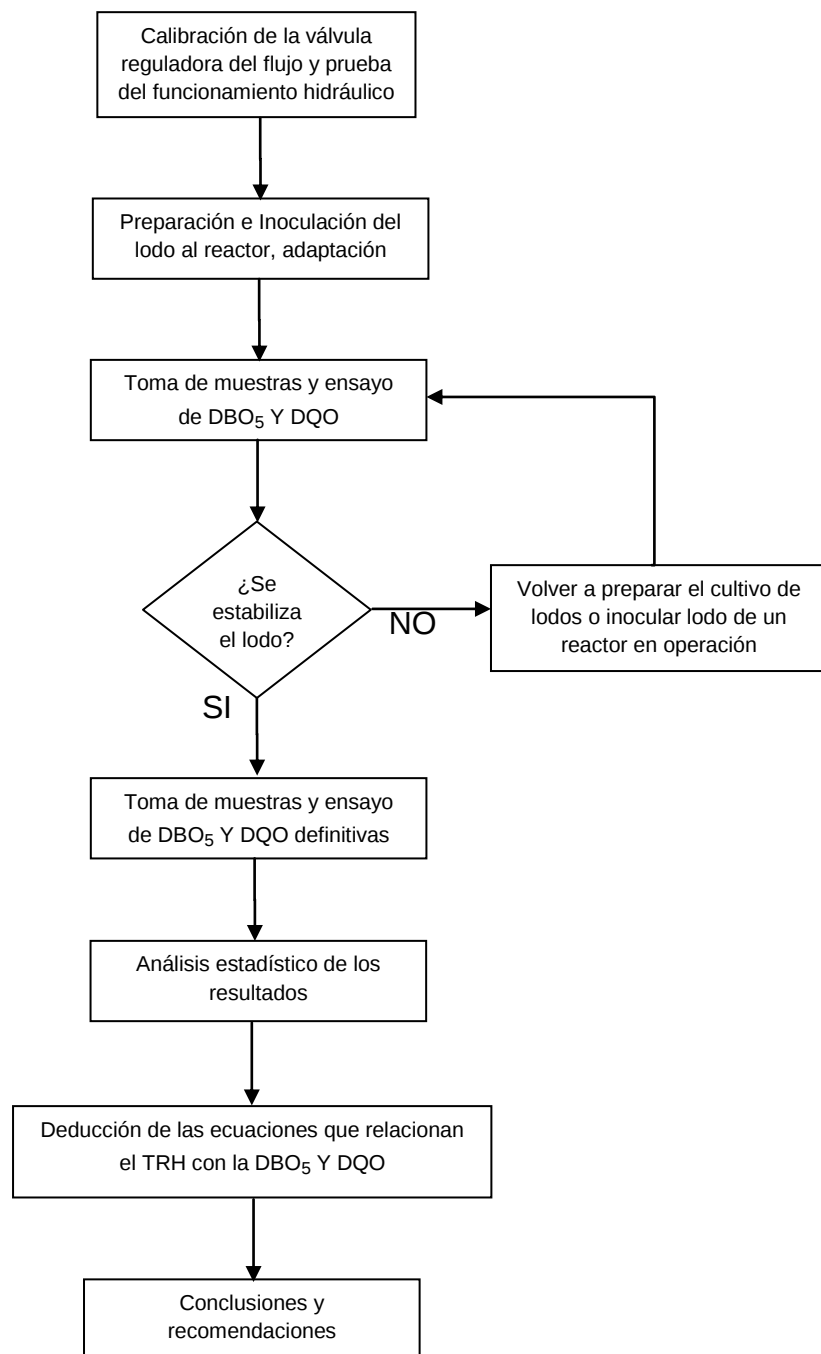


Figura 8.6 Diagrama de flujo de la fase experimental

8.5.1. CALIBRACIÓN DEL SISTEMA PARA DETERMINAR EL GASTO DE SUMINISTRO AL REACTOR

En principio se realizaron pruebas de llenado del reactor, con el fin de calibrar la abertura de la válvula y de esta forma establecer un gasto de entrada al reactor de $1.6 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$, en promedio, el cual no produjo una remoción apreciable del manto de lodo en el fondo del reactor.



Figura 8.7a
Válvula de control de flujo de agua residual.



Figura 8.7b
Pruebas de funcionamiento hidráulico.



Figura 8.7c
Tambo de almacenamiento y suministro de agua.



Figura 8.7d
Válvula de salida del agua, efluente.

Figura 8.7 Pruebas del funcionamiento hidráulico del sistema

8.5.2. INOCULACIÓN DEL LODO Y ARRANQUE DEL REACTOR

Para arrancar el reactor, después de haber determinado la abertura, adecuada, de la válvula, se procedió a inocular el lodo, para lo cual se hizo una mezcla de materia orgánica y aguas residuales con lodo del canal que sale del cárcamo de bombeo que abastece a la planta de tratamiento de la UACH, este lodo se mantuvo por aproximadamente tres meses sin embargo nunca se pudo estabilizar.

En estas condiciones , se determinó volver a inocular el lodo pero, se optó por inocular el lodo proveniente de la planta piloto no. 9 de tratamiento de aguas residuales municipales, de la Universidad Autónoma Metropolitana, una vez inoculado, el reactor se operó en lotes, todos los días, cada 24 hrs durante aproximadamente tres semanas.

Al cabo de este tiempo, se hicieron tres nuevos ensayos de DBO_5 y DQO para determinar si el lodo había alcanzado cierta estabilidad, y se observó que la diferencia entre los valores obtenidos ya no era significativa, por lo que se considero que el lodo presentaba estabilidad y se finalizó la etapa de arranque.

Posteriormente a este análisis se decidió continuar con los muestreos definitivos y cuyos resultados se presentan en este trabajo.



Figura 8.8 Inoculación de lodo en el fondo

8.5.3. REALIZACIÓN DE LOS MUESTREOS DE AGUA RESIDUAL

Se realizaron muestreos previos, del agua tratada en el reactor, hasta observar cierta estabilización del lodo, posteriormente se procedió a realizar los muestreos que se utilizaron para evaluar la eficiencia de remoción de DBO_5 y DQO. De igual forma que al principio, durante el todo el tiempo que duró el experimento, el reactor se operó en lotes, todos los días.

Las muestras fueron simples y se realizaron con intervalos de tiempos de retención hidráulica, TRH, de 2, 4, 5 y 18 hrs.

Todas las muestras, según cada TRH, se tomaron a la misma hora, asimismo; cada día se tomó una muestra de las aguas crudas provenientes del cárcamo de bombeo que alimenta a la planta de tratamiento de la Universidad Autónoma Chapingo.

No se mantuvo el control de la temperatura ambiente, sin embargo se midió la temperatura del medio con un termómetro de mercurio, para tener un registro de rango en el que varió la temperatura del ambiente, durante el tiempo que duró el experimento.

Las muestras de agua tratada se tomaron a una distancia de 60 cm, medida desde el fondo del reactor, se colectaron en envases de polietileno de 1 litro, con tapa roscada y para transportarlas al laboratorio, no se agregó ningún preservador, únicamente se preservaron en una hielera para mantenerlas a una temperatura de por lo menos 4°C , figura 8.9.

Finalmente en el laboratorio se almacenaron en un refrigerador con una temperatura regulada de 20°C y se dio inicio de la etapa de ensayo de la DBO_5 y DQO de cada muestra de agua residual provenientes del reactor, así como de la muestra proveniente del cárcamo de bombeo.



Figura 8.9a Toma de muestras



Figura 8.9b Toma de muestra en envase de polietileno



Figura 8.9c Preservación de muestras a 4°C

Figura 8.9 Toma y transporte de muestras

9. OBTENCIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

DETERMINACIÓN DE LA DBO₅

En esta etapa del experimento, el objetivo fue determinar la demanda bioquímica de oxígeno DBO₅, y la demanda química de oxígeno, DQO.

Demanda bioquímica de oxígeno, DBO₅: Es una estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días.

El método que se utilizó para realizar el ensayo es el que estipula la norma oficial mexicana NMX-AA-028-SCFI-2001, el cual se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos.

PRINCIPIO DEL MÉTODO PARA DETERMINAR LA DBO₅

El método se basa en medir la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en aguas naturales y residuales y se determina por la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo de cinco días de incubación a 20°C.

Se determina la cantidad de oxígeno utilizada por una población microbiana heterogénea para transformar la materia orgánica, en un periodo de incubación de 5 días a 20°C.

Para la determinación de oxígeno disuelto (OD) se puede emplear cualquiera de los dos métodos establecidos en la norma mexicana NMX-AA-012-SCFI-2001. En este caso se realizó por medio del método yodométrico de azida modificado, de acuerdo a lo establecido en la citada norma mexicana.

De las 35 muestras, (7 del efluente y 28 del influente) que se tomaron en total, en 4 muestras del influente, fue necesario neutralizarlas ya que el pH que presentaron fue en promedio de 7.6 del influente y, en las muestras del efluente únicamente fue necesario neutralizar 16, en las 12 restantes el pH estuvo entre 6.7 y 7.5.

Para el cálculo de la DBO_5 se utilizó la siguiente ecuación:

$$DBO_5 \text{ (mg/l)} = \frac{OD_i \text{ mg/l} - OD_5 \text{ mg/l}}{\% \text{ de dilución expresado en decimales}}$$

Donde:

OD_i mg/l, es el oxígeno disuelto inicial, y

OD_5 mg/l, es el oxígeno disuelto al quinto día.

DETERMINACIÓN DE LA DQO

Demanda química de oxígeno, DQO: Se entiende por DQO, a la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte.

El método que involucra el uso de dicromato es preferible sobre procedimientos que utilizan otros oxidantes debido a su mayor potencial redox y su aplicabilidad a una gran variedad de muestras.

El método que se utilizó para realizar el ensayo es el que estipula la norma oficial mexicana *NMX-AA-030-SCFI-2001*. En esta norma se describen dos métodos para la determinación de DQO con dicromato.

- ✓ El método a reflujo abierto que es conveniente para aguas residuales en donde se requiera utilizar grandes cantidades de muestra.

- ✓ El método a reflujo cerrado que es más económico en cuanto al uso de reactivos, pero requiere una mayor homogeneización de las muestras que contienen sólidos suspendidos para obtener resultados reproducibles.

En este caso, se utilizó el método a reflujo abierto.

PRINCIPIO DEL MÉTODO PARA DETERMINAR LA DQO

Una gran cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos son oxidados con una mezcla de ácido crómico y sulfúrico a ebullición. La muestra se coloca a reflujo en una disolución de ácido fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$).

Después de la digestión, el dicromato no reducido se mide por titulación o espectrofotométricamente para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente.

La demanda química de oxígeno, expresada en $mg\ O_2 /L$, se calculó con la siguiente ecuación.

$$DQO = \frac{V_1 - V_2 \times M \times 8,000}{V_3}$$

Donde:

V_1 , es el volumen en ml de la disolución de sulfato ferroso amoniacal requerido para la valoración del testigo.

V_2 , es el volumen en ml de la disolución de sulfato ferroso amoniacal requerido para la valoración de la muestra;

V_3 , es el volumen en ml de la muestra.

M es la molaridad de la disolución de sulfato ferroso amoniacal utilizada en la determinación.

Resultados de los ensayos de DBO₅ y DQO obtenidos de laboratorio.

Cuadro 9.1 Resultados de laboratorio de la DBO₅ y DQO, y cálculo de eficiencia de remoción

Grupo de muestreo ¹⁰	Agua cruda del influente		Tiempo de retención hidráulica, hrs.	Agua del efluente, tratada en el reactor		Eficiencias de remoción, %	
	DBO ₅ , mg/l	DQO, mg/l		DBO ₅ , mg/l	DQO, mg/l	DBO ₅ , mg/l	DQO, mg/l
1	273.0	497.8	2	119.9	221.9	56.1	55.4
			4	107.3	214.7	60.7	56.9
			5	105.9	209.2	61.2	58.0
			18	105.1	202.9	61.5	59.2
2	252.4	464.6	2	104.3	223.1	58.7	52.0
			4	103.0	215.1	59.2	53.7
			5	102.0	189.7	59.6	59.2
			18	98.8	186.5	60.9	59.9
3	270.2	512.7	2	105.4	223.1	61.0	56.5
			4	103.1	214.5	61.8	58.2
			5	103.8	201.6	61.6	60.7
			18	99.2	197.3	63.3	61.5
4	263.9	551.1	2	107.1	223.4	59.4	59.5
			4	104.2	214.1	60.5	61.2
			5	102.8	210.8	61.0	61.7
			18	93.5	187.0	64.6	66.1
5	275.3	531.9	2	108.9	223.2	60.4	58.0
			4	109.0	214.6	60.4	59.7
			5	110.0	206.5	60.1	61.2
			18	99.6	196.2	63.8	63.1
6	258.2	503.0	2	103.4	223.3	60.0	55.6
			4	111.7	215.0	56.7	57.3
			5	106.6	201.6	58.7	59.9
			18	99.3	194.0	61.5	61.4
7	253.9	498.1	2	109.7	218.4	56.8	56.2
			4	108.8	213.7	57.2	57.1
			5	107.0	200.0	57.9	59.8
			18	93.0	154.5	63.4	69.0

¹⁰ Las muestras están en orden cronológico es decir, de acuerdo al tiempo en que se tomaron

En el anexo A6 se presentan los estadísticos de dispersión calculados para los resultados presentados en el cuadro anterior.

En el cuadro 9.1 se presentan los resultados de la DBO_5 y DQO obtenidos en cada muestreo, asociadas a diferentes tiempos de retención hidráulica, TRH, y en las últimas dos columnas se muestran las eficiencias de remoción respectivas.

Las eficiencias de remoción se determinaron con las siguientes ecuaciones.

$$\%DBO_5 = \frac{DBO_{5\ infl} - DBO_{5\ efl}}{DBO_{5\ infl}} \times 100 \quad (9.1)$$

$$\%DQO = \frac{DQO_{infl} - DQO_{efl}}{DQO_{infl}} \times 100 \quad (9.2)$$

Los valores de la DBO_5 y DQO se graficaron contra los diferentes tiempos de retención hidráulica que se consideraron, estas gráficas se muestran en las figuras 9.1 y 9.2.

Con el fin de obtener la función que tenga el mejor ajuste a los puntos de cada gráfica se utilizó el programa TableCurve2D, ver anexo A7.

De esta forma, se encontró que la función que tuvo el menor error estándar, y que relaciona el TRH con la eficiencia de remoción de la DBO_5 fue la siguiente:

$$\% DBO_5 = 62.246 - \frac{7.797}{TRH} \quad (9.3)$$

Donde:

$\% DBO_5$, es la eficiencia de remoción de DBO_5 en porcentaje.
TRH, es el tiempo de retención hidráulica.
62.246 y 7.797 son constantes empíricas.

La gráfica de la ecuación (9.3) se presenta en la figura 9.1

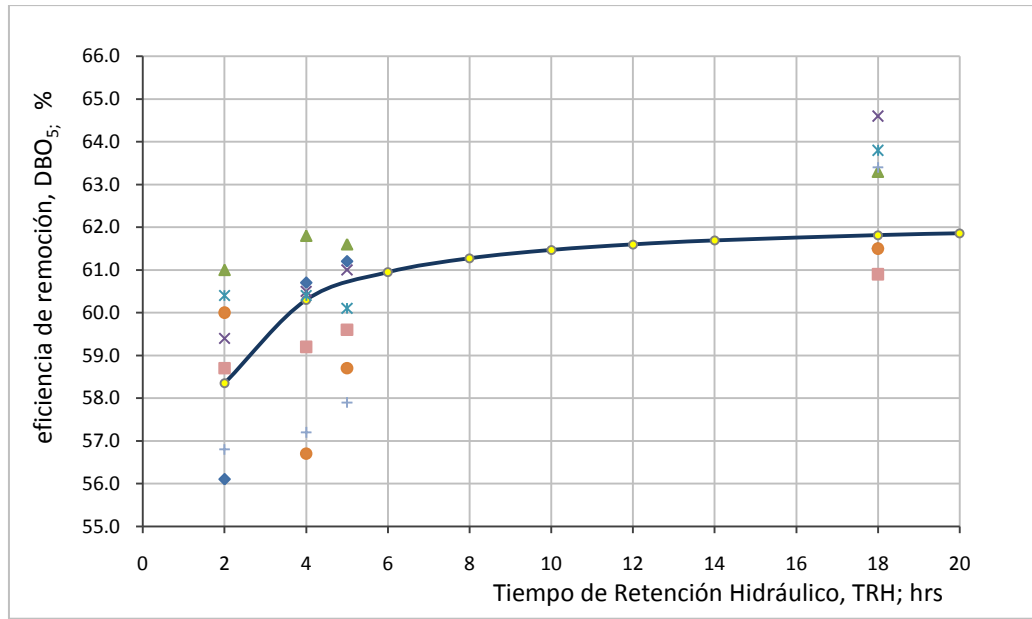


Figura 9.1. Tiempo de retención hidráulica vs eficiencia de remoción, DBO₅

De igual forma, se encontró que la función que tuvo el menor error estándar y que relaciona el TRH con la eficiencia de remoción de la DQO fue la siguiente:

$$\% DQO = 66.126 - \frac{14.628}{\sqrt{TRH}} \quad (9.4)$$

Donde:

% DQO , es la eficiencia de remoción de DQO en porcentaje.

TRH, es el tiempo de retención hidráulica.

62.246 y 7.797 son constantes empíricas.

La gráfica de esta ecuación (9.4) se presenta en la figura 9.2

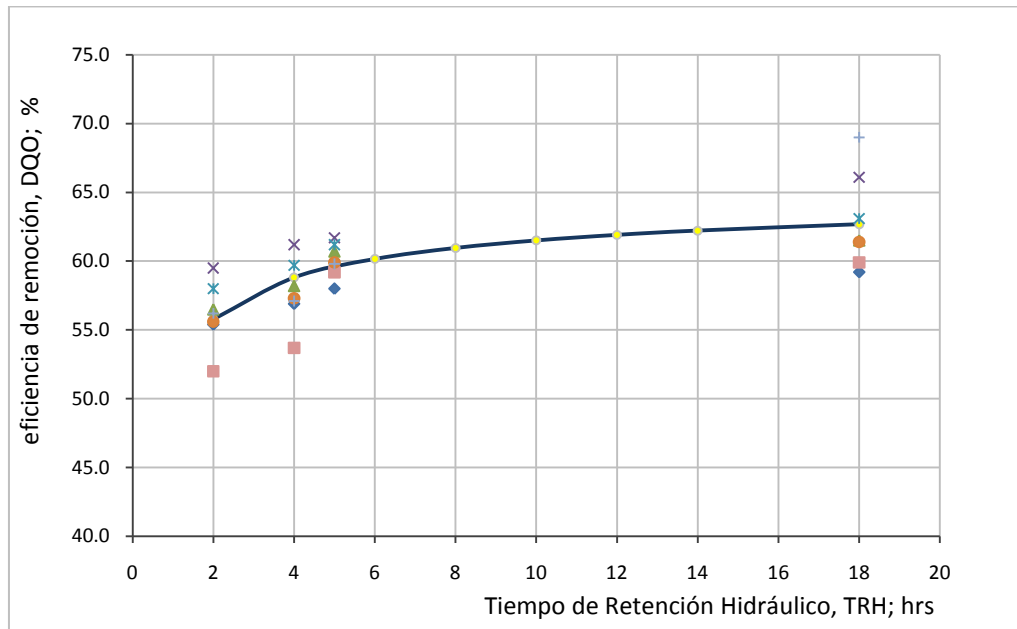


Figura 9.2 Tiempo de retención hidráulica vs eficiencia de remoción, DQO

10. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

De acuerdo con los resultados obtenidos se puede decir que el reactor funcionó adecuadamente no obstante que se construyó utilizando poca herramienta especializada.

Respecto a esto último se puede decir que aun cuando finalmente el reactor funcionó adecuadamente es decir, no se presentaron taponamientos en la tubería, tanto en el suministro como en la salida, se presentaron algunos contratiempos en el proceso de construcción.

El proceso de construcción se hizo un poco tardado sobre todo en la etapa de búsqueda del material para su construcción, sin embargo, cabe mencionar que la construcción de este reactor difiere en algunas características, respecto de los reactores a escala de laboratorio que se visitaron.

Las principales características diferentes estriban en la forma de abastecimiento de agua residual al reactor, pues en este trabajo, el suministro se realizó por gravedad y, en todos los reactores que se encontraron funcionando en laboratorio, por lo menos aquí en México, requieren de una bomba peristáltica la cual proporciona flujos muy lentos como los requeridos para el experimento.

Otra característica es que en este experimento se utilizó tubería de 1" de diámetro de pvc, de la que se utiliza para sistemas de alcantarillado y, en los laboratorios que se visitaron se observó que existe la tendencia de utilizar mangueras de hule de diámetro pequeño, la cual es susceptible de sufrir taponamientos.

Esta tendencia se puede atribuir a que se utiliza una bomba en el suministro de agua al reactor, en realidad las personas a las que se les preguntó porque usan este tipo de mangueras no supieron explicar la razón de ello, porque no fueron ellos los que construyeron el reactor.

En general durante el tiempo en que se operó el reactor el funcionamiento hidráulico no presentó ningún problema, por lo que se considera que este diseño del reactor se pudiera considerar o quizá mejorar en otro experimento.

En cuanto a la forma en que se operó el reactor, se observó que en las condiciones en que se realizó el experimento, operación en lotes y con una variación de temperatura de 26 a 33°C, la eficiencia de remoción de la DBO₅ y

DQO varió en forma creciente conforme aumentó el TRH, como era de esperarse.

En el cuadro 10.1 se muestran los valores promedio de las eficiencias asociados a cada TRH.

Cuadro 10.1 Eficiencias de remoción

	DBO ₅	DQO
TRH	Promedio de la eficiencia de remoción en %	
2	58.9	56.2
4	59.5	57.7
5	60.0	60.1
18	62.7	62.9

De lo anterior se observa que el tiempo de retención hidráulica es decisivo en la eficiencia de remoción, sin embargo de acuerdo con la gráfica de la figura 9.1 se observa que, la curva que se ajusta a los datos de la DBO₅ contra TRH se va haciendo asintótica al valor 62, por ejemplo para un TRH de 24 hrs. se puede deducir que la eficiencia no rebasaría el 62%.

Asimismo para la gráfica de la figura 9.2 el comportamiento de la curva que relaciona la DQO contra TRH es similar, en este caso para un valor de TRH de 24 hrs. la eficiencia de remoción de la DQO no sería mayor a 65%

Estas curvas obtenidas son similares a las presentadas por de Lemos¹¹, C.A. (2007), figuras 10.1 y 10.2, y cuyas ecuaciones obtenidas fueron:

Para la DQO

$$\% E_{COD} = 100 - 68t^{-0.35}$$

Y para la DBO

$$\% E_{BOD} = 100 - 70t^{-0.5}$$

¹¹ de Lemos, C.A. *Biological wastewater treatment series Volume 4 Anaerobic reactors*. New Delhi, India: IWA Publishing. 2007, pp. 92.

Donde: E_{COD} y E_{BOD} son eficiencia de remoción de de la DQO Y DBO en porcentaje respectivamente.
 t , es el tiempo de retención hidráulica

Sin embargo, las curvas que él obtuvo, fueron el resultado de evaluar 16 reactores a escala real y con una variación de temperatura entre 20 y 27°C.

Ahora bien, de acuerdo con los reportes de otros investigadores se sabe que la temperatura influye en la eficiencia de remoción, entonces comparando los resultados obtenidos en este trabajo, con los de de Lemos, se puede deducir que las eficiencias obtenidas en este trabajo podrían mejorarse ya que las condiciones de temperatura fueron más favorables.

Del mismo modo, comparando con los resultados de otros estudios, por ejemplo en el estudio en la planta de Cali, Colombia, donde la temperatura fue en promedio de 30°C y se alcanzaron eficiencias superiores a 75%, Lettinga et al., (1987), también se puede llegar a la misma conclusión de que es posible mejorar las eficiencias que se obtuvieron en este trabajo.

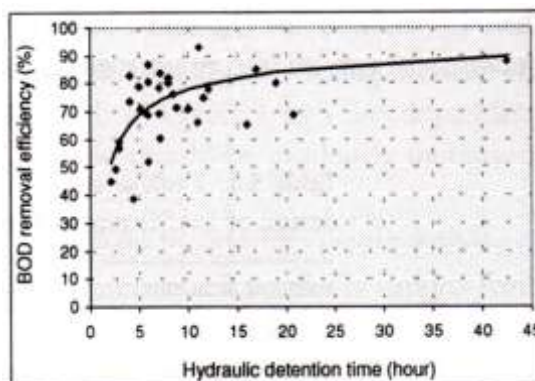


Figura 10.1a Eficiencia de remoción de DBO_5 vs TRH

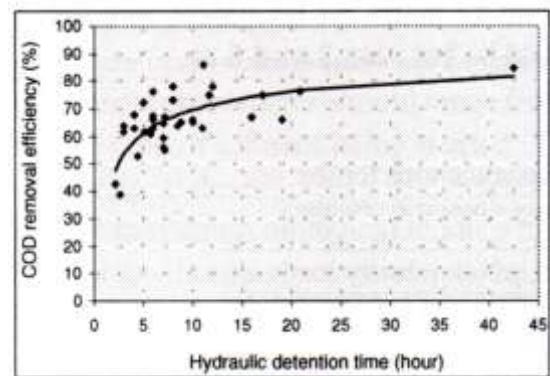


Figura 10.1b Eficiencia de remoción DQO vs TRH

Figura 10.1 Curvas de eficiencias vs TRH, Fuente: de Lemos, C.A. (2007)

Esta discrepancia respecto de las eficiencias obtenidas en este trabajo con las obtenidas en otros, se podría atribuir a que el tiempo de arranque, un mes, del reactor no fue lo suficiente es decir, era necesario que la edad del lodo fuera mayor, puesto que se ha reportado en diversas investigaciones que la edad del lodo también influye en la eficiencia.

Inclusive esta influencia también se confirma en este trabajo, como se puede observar en la tabla 9.1, en la que los números de la primera columna indican el

orden cronológico en que se tomaron las muestras y se aprecia que conforme la edad del lodo iba en aumento los porcentajes de eficiencias también iban mejorando.

Por otra parte, aun cuando en este trabajo no se hizo un análisis de los sólidos suspendidos en el efluente, se considera en forma cualitativa, que como el gasto de entrada al reactor fue muy pequeño, no se apreció en forma visual una remoción significativa del manto de lodos en el fondo del reactor.

Respecto al análisis estadístico de los resultados obtenidos, se observó lo siguiente, ver gráficas en el anexo A6:

Cuadro 10.2 Eficiencias de remoción

TRH	DBO ₅			DQO		
	promedio	Varianza	Desv. estándar	promedio	Varianza	Desv. estándar
2	108.4	31.1	5.6	222.3	3.3	1.8
4	106.7	11.4	3.4	214.5	0.2	0.5
5	105.5	7.7	2.8	202.8	50.1	7.1
18	98.4	16.9	4.1	188.4	255.7	16.0

- i. Para los valores de la DBO₅, todos los valores presentaron una desviación alta, esto puede indicar que no fue suficiente el número de análisis, puesto que la dispersión es notable, se esperaría que por lo menos, las desviaciones fueran menores de uno, en todos los casos.
- ii. Para los valores de la DQO solo en el valor correspondiente a un TRH de 4 hrs. la desviación estándar fue menor de uno, y los demás fueron altos, aun más, el valor asociado un TRH de 18 hrs. fue muy elevado, de lo cual se deduce que, también es necesario aumentar el número de análisis de la DQO.

En general, la desviación estándar de los resultados de laboratorio fueron altos por lo cual, se entiende que es necesario realizar muchas más muestras y ensayos de DQO y DBO₅, para corregir lo siguiente:

- * Cuantas más muestras se realicen, se espera que al pasar el tiempo de la edad del lodo, los resultados de los ensayos deben variar mínimamente.
- * Al realizar más ensayos el error de experimentación se reduce, de tal forma que es posible desechar aquellos valores que presentan un valor atípico y que generalmente se deben a los errores humanos al preparar las muestras.

Con las consideraciones anteriores y tomando en cuenta que las condiciones ambientales no cambiarán considerablemente, se esperaría tener desviaciones menores de uno.

No obstante, todo lo anterior se puede considerar que con las ecuaciones obtenidas es posible estimar la eficiencia de remoción tanto de la DBO_5 y DQO para tratar aguas residuales típicas de una población estudiantil como la Universidad Autónoma Chapingo, mediante un reactor UASB.

11. CONCLUSIONES

La construcción del reactor a escala de laboratorio sería relativamente sencilla y eficiente si existiera un manual para tal efecto.

Las ecuaciones que relacionan los tiempos de retención hidráulica, TRH, con las eficiencias de remoción de materia orgánica, para las aguas residuales de Chapingo, fueron las siguientes:

La ecuación que relaciona el TRH con la eficiencia de remoción de la DBO₅ es la siguiente.

$$\% DBO_5 = 62.246 - \frac{7.797}{TRH}$$

La ecuación que relaciona el TRH con la eficiencia de remoción de la DQO es la siguiente.

$$\% DQO = 66.126 - \frac{14.628}{\sqrt{TRH}}$$

El funcionamiento de un reactor UASB, a escala de laboratorio, con el agua residual suministrada únicamente por gravedad, hidráulicamente funciona muy bien y las eficiencias de remoción de materia orgánica, que se obtuvieron son muy similares a las que se obtienen cuando el suministro es con un sistema de bombeo.

No es necesario emplear algún suministro de energía externa para operar el reactor.

Las eficiencias obtenidas para los diferentes TRH son en promedio las que se presentan en el siguiente cuadro tabla.

Cuadro 11.1 Eficiencias promedio de remoción

	DBO₅	DQO
TR	Promedio de la eficiencia de remoción en %	
2	58.9	56.2
4	59.5	57.7
5	60.0	60.1
18	62.7	62.9

Estas eficiencias obtenidas son aceptables y muy similares a las reportadas en la bibliografía.

La edad del lodo en la etapa de arranque es fundamental para mejorar las eficiencias de remoción.

La eficiencia de remoción tanto de la DBO₅ y DQO depende del tiempo de retención hidráulica en el reactor.

La desviación estándar, tanto para los valores de la DBO₅ y DQO fue alta sobre todo para la DBO₅.

El número de ensayos de DBO₅ y DQO fue muy poco.

La mejor forma de arrancar un reactor UASB para disminuir el tiempo de la etapa de arranque, es mediante la inoculación de lodo digerido previamente en otro reactor en funcionamiento.

Si el nivel del agua permanece mucho tiempo por debajo de los bordes de la campana colectora de gas, se forman costras en las paredes del reactor.

Con los tiempos de retención, TRH, con que se operó el reactor no se obtuvo el valor óptimo de remoción de materia orgánica.

El reactor solo se operó en lotes y no se hicieron pruebas de operación en forma continua.

No se hizo un estudio cualitativo ni cuantitativo del gas generado.

12. RECOMENDACIONES

Elaborar un manual de construcción de un reactor UASB a escala de laboratorio que contribuya a mejorar la eficiencia del proceso de construcción.

Aumentar el número de muestreos para disminuir la dispersión presentada entre los resultados y así mejorar la confiabilidad de las ecuaciones obtenidas

Para que el funcionamiento de un reactor UASB, a escala de laboratorio, con el agua residual suministrada únicamente por gravedad, hidráulicamente funcione bien, se recomienda lo siguiente:

- * Colocar una válvula adicional, entre la entrada al reactor, en el fondo, y la válvula que regula el flujo de entrada, de preferencia muy cerca del codo que dirige el flujo hacia arriba del reactor, con el fin de evitar el posible taponamiento de la tubería, esto funciona en forma análoga a un registro, ya que serviría para purgar la tubería.
- * Dejar el borde de la campana colectora de gas sumergida unos dos milímetros, en el agua, así como el espacio entre el borde de la campana y las paredes del reactor, debe ser lo mínima posible para que la separación líquido-sólido-gas sea afectiva.
- * Colocar un tubo expulsor de aire, antes de la válvula que regula el flujo de agua residual al reactor, para evitar la posible entrada de burbujas de aire al reactor, de preferencia después del codo que cambia la dirección del flujo hacia el reactor.
- * La parte inferior el reactor, debe estar separado del resto del cuerpo el cual debe quedar unido mediante bridas, a la porción restante, con una longitud más o menos igual a la altura que tendrá el manto de lodos, para que no haya necesidad de desarmar todo el reactor si se llegara a necesitar remover todo el lodo.

En la etapa de arranque el reactor debe inocularse con lodo digerido previamente en otro reactor en funcionamiento.

No debe dejarse que el nivel de agua, permanezca mucho tiempo por debajo de los bordes de la campana colectora, porque se forman costras en las paredes del reactor los cuales podrían interferir en la medición de los sólidos suspendidos totales.

Probar con otros tiempos de retención, para determinar el valor óptimo de remoción de materia orgánica.

Continuar con el experimento para probar el funcionamiento en forma continua.

Iniciar el estudio cualitativo y cuantitativo del gas generado, correlacionándola con el funcionamiento del sistema, así como su relación con otros parámetros (ácidos volátiles, eficiencia de remoción de DQO, etc.).

Promover el uso y experimentación de reactores UASB, en vista de su economía y buenas eficiencias de tratamiento.

BIBLIOGRAFÍA

Agrawal, L. K., Ohashi, Y., Mochida, E., Okui, H., Ueki, Y, Harada, H, and Ohashi, A. (1997), *Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the hanging sponge cubes process*, in Proceedings of the 8th International Conference on Anaerobic Digestion, Sendai, Japan, 2, 200-207.

Arreguín C. F. *Uso eficiente del agua*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, CNA Ingeniería hidráulica en mexico.vol VI. No 2. II época, mayo/agosto 1991

Barbosa, R.A. and Sant'Anna Jr., G.L. (1989), *Treatment of raw domestic sewage in an UASB reactor*. Water Research 23(12), 1483-1989

Camacho G. Cesar, Pizano M. Andrés. Tratamiento y destino de las aguas residuales de la UACH, Tesis Profesional, 2005

C. J. Collazos y J. M. Cala. *Exitosa aplicación de la tecnología UASB, a escala real, para el tratamiento de las aguas residuales domésticas en Bucaramanga (Colombia)*. Ponencia presentada en el Segundo Taller Regional Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en América Latina. Ciudad de la Habana, 2008

de Lemos, C.A. *Biological wastewater treatment series Volume 4 Anaerobic reactors*. New Delhi, India: IWA Publishing. 2007, pp. 82-94.

Escalas, C. A. *Tecnologías y usos de las aguas residuales en México*. Tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas y su impacto en los sistemas acuáticos, Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 5 de julio de 2006.

F. A. M. de Bok, R. C. van Leerdam, B. P. Lomans, H. Smidt, P. N. L. Lens, A. J. H. Janssen, and A. J. M. Stams. *Degradation of Methanethiol by Methylophilic Methanogenic Archaea in a Lab-Scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*. APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY, Dec. 2006, p. 7540–7547

Fayer, Geyer y Okun Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales, Editorial Limusa, Tomo II, México D.F., 1979 (Primera Edición)

Ferrer, P. J., Seco, T. A. *Tratamientos biológicos de aguas residuales*, 2008, México, Alfaomega grupo Editor, Universidad Politécnica de Valencia; pp 15-41 y pp. 151-180

Gonzalez, A., Muñoz, J. Varela, S. Rodríguez, E. Macias, B. *Diseño de un biorreactor Anaerobio Piloto de Flujo Ascendente para Tratar el Efluente del Rastro Municipal de Cd. Victoria, Tamaulipas*. Revista de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Tamaulipas. 9-2 (2003) pp. 21-25

Jiménez Cisneros Blanca E. et al. Reuso Posible del Agua Residual en México, Instituto de ingeniería, UNAM.

Levenspiel, O. *Ingeniería de las reacciones químicas*, 3ª. Edición, 2009, México, Limusa Wiley, pp 2-5, pp. 257-273 y pp. 609-639

Lettinga, G. (1996b), *Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future, in Anaerobic Treatment. A grownup technology*, Papers of the IAWQ-NVA Conference on Advanced Wastewater Treatment (Aquatech 1996), Amsterdam, The Netherlands, 24-32.

Lettinga, G. (2001), *Digestion and degradation, air for life*, Water Science and Technology 44(8), 157-176.

Lettinga, G., Hobma, S.W., Hulshoff Pol, L.W., de Zeeuw, W., de Jong, P., Grin, P., and Roersma, R. (1983), *Design operation and economy of anaerobic treatment*, Water Science and Technology 15, 177-195.

Lettinga, G. and Hulshoff Pol, L.W. (1991), *UASB-process design for various types of wastewaters*, Water Science and Technology 24(8), 87-107.

Lettinga, G., Hulshoff Pol, L.W., Zeeman, G., Field, J., van Lier, J.B., van Buuren, J.C.L., Janssen, A.J.H., and Lens, P. (1997), *Anaerobic treatment in sustainable environmental production concepts*, in Proceedings of the 8th International Conference on Anaerobic Digestion, Sendai, Japan, 1, Vol. 1, 32-39.

Metcalf-Eddy Ingeniería Sanitaria, Tratamiento Evaluación y Reutilización de Aguas Residuales. Editorial Labor, S.A.; 2da Edición Madrid, España, 1985

Metcalf y Eddy. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse.* 4a. edición. New York. McGraw-Hill 2003; pp. 547-554

Noyola, R. A., Vega, G. E., Ramos, H. J. G., y Calderón, M. C. G., *Alternativas de tratamiento de aguas residuales.* 3ª. Edición. Jiutepec, México: IMTA, 2000, modulo 4 pp. 74-127

Orozco, j. A., *Bioingeniería de aguas residuales, Teoría y Diseño,* 2005, Colombia; Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, pp.31-132

Pacheco, J., Magaña, A. *Arranque de un reactor anaerobio.* Revista de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán. 7-1 (2003) pp. 21-25

Ramallo, R. S. *Tratamiento de AGUAS RESIDUALES, Edición revisada.* Segunda edición. España, Reverté, S.A. 2003; pp. 15-23

Romero, R. J. A., *TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, Teoría y principios de diseño.* 3ª. Edición. 1ª. Reimpresión 2005, Colombia; Escuela Colombiana de Ingeniería; pp. 225-253

Santamaría, M., J., herguido, J, Menéndez, A. M., Monzón, A. *Ingeniería de Reactores,* 1ª. Reimpresión, 2002, España. Editorial Síntesis, pp. 16-32, pp. 135-148 y pp. 296-303

Semarnat, CONAGUA, *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación.* México. Diciembre de 2007

Semarnat, CONAGUA, *Situación del Subsector Agua potable, Alcantarillado y Saneamiento.* Edición 2009. México, 2009

Tiscareño, L. F. *Reactores Químicos con Multireacción,* 2008, México. Editorial Reverté, Instituto Tecnológico de Celaya, pp. 85-145

W. Roberts, G. *Chemical Reactions and Chemical Reactors,* 2009, United States of America. Jonh Wiley & Sons, Inc. pp. 36-60

Yaxcelys A. Caldera M., Pedro I. Madueño M., Alonso G. Griborio D., Edixon C. Gutiérrez G., y Nola M. Fernández A. *Efecto del tiempo de retención hidráulica en el funcionamiento de un reactor UASB tratando efluentes cárnicos.* Revista del Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia, Venezuela, 2006, pp.1-12

ANEXOS

Anexo A1.

Cuadro A1.1 Consumos domésticos per cápita recomendado en el manual de diseño de sistemas de abastecimiento de agua potable, de la CONAGUA.

CLIMA	CONSUMO POR CLASE SOCIOECONÓMICA (l/hab/día)		
	RESIDENCIAL	MEDIA	POPULAR
CALIDO	400	230	185
SEMICÁLIDO	300	205	130
TEMPLADO	250	195	100

NOTAS: Para los casos de climas semifrío se consideran los mismos valores que para el clima templado. El clima se selecciona en función de la temperatura media anual (Tabla A1.2)

Cuadro A1.2 Clasificación de climas por su temperatura

TEMPERATURA MEDIA ANUAL: (°C)	TIPO DE CLIMA
Mayor que 22	CALIDO
De 18 a 22	SEMICÁLIDO
De 12 a 17.9	TEMPLADO
De 5 a 11.9	SEMIFRÍO
Menor que 5	FRÍO

Cuadro A1.3 Consumo doméstico per cápita

CONCEPTO	PORCENTAJE
WC	42
Aseo personal	32
Lavado de ropa	14
Lavado de trastes	8
Beber, cocinar, otros	4
Total	100

Drake P. G. y Shoenfeld, P.B., 1994

Cuadro A1.4 Consumo doméstico per cápita

<i>CONCEPTO</i>	<i>PORCENTAJE</i>
WC	35
regaderas	30
Lavado de ropa	20
Fregaderos y lavabos	10
Lavado de trastos	5
Total	100

Fuente: Felipe I. Arreguín Cortés Uso eficiente del agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, CNA,. Ingeniería hidráulica en mexico.vol VI. No 2. II época, mayo/agosto 1991

Cuadro A1.5 Consumo doméstico per cápita.

<i>CONCEPTO</i>	<i>Consumo (l/hab./dia)</i>
WC	40.0
Aseo personal	45.0
Lavado de ropa	20.0
Cocina	15.0
Riego de jardines	10.0
Lavado de pisos	5.0
Total	135.0

Fuente: López, C. R. A. diseño de acueductos y alcantarillado, 2ª. Edic. Colombia, Escuela Colombiana de Ingeniería y Alfaomega

Anexo A2.

Cuadro A2.6a Caudal tratado en plantas de tratamiento en operación de agua residual municipal por Entidad Federativa según proceso de tratamiento, 2008

Entidad federativa	Discos biológicos		Dual		Filtros biológicos		Lagunas de estabilización		Lagunas aireadas		Lodos activados		Primario		Primario avanzado	
	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)
Aguascalientes			1.0	1919.5			69.0	164.4			29.0	1 371.7				
Baja California					1.0	3.7	5.0	1 142.4	3.0	1 690.0	13.0	766.7			1.0	1 053.8
Baja California Sur							9.0	213.5			7.0	624.0				
Campeche											4.0	23.3			2.0	9.0
Chiapas			1.0	200.0	3.0	791.0	11.0	337.1								
Chihuahua							90.0	789.6			6.0	2 212.5	5.0	8.5	2.0	2 800.0
Coahuila de Zaragoza							7.0	1 461.0			12.0	1 975.0				
Colima							13.0	76.2			7.0	835.7				
Distrito Federal											26.0	3 092.8			1.0	30.0
Durango							160.0	929.3	1.0	1 610.0	5.0	131.3				
Guanajuato					2.0	314.0	5.0	736.8	1.0	5.0	22.0	1 336.0	9.0	1 513.1	3.0	170.0
Guerrero							10.0	85.7			28.0	1 122.0				
Hidalgo							1.0	10.0			3.0	230.0				
Jalisco			1.0	44.0	7.0	525.0	15.0	191.0	2.0	60.0	41.0	1 565.5				
México			1.0	1200.0	1.0	5.0	17.0	552.0			37.0	3 141.0				
Michoacán de Ocampo					1.0	5.0	6.0	447.5	1.0	189.0	9.0	1 750.0				
Morelos	4	322.0			5.0	654.7					17.0	210.4				
Nayarit					1.0	3.0	41.0	358.1	2.0	70.0	12.0	205.5	1.0	540.0		
Nuevo León							19.0	218.8	1.0	7.9	37.0	11 386.1				
Oaxaca					1.0	75.0	6.0	39.0			13.0	696.8				
Puebla	1	80.0			2.0	45.2	15.0	109.1			6.0	123.7	1.0	6.0	4.0	1 980.0
Querétaro de Arteaga					4.0	300.1	1.0	0.6			18.0	307.1				
Quintana Roo			5.0	9.6							20.0	1 575.8				
San Luis Potosí			1.0	1000.0			5.0	150.2	2.0	230.0	10.0	353.1				
Sinaloa							25.0	1 416.4			6.0	449.0			2.0	2 466.2
Sonora							62.0	1 376.1	3.0	1 521.2	4.0	184.0				
Tabasco					9.0	99.3	9.0	591.0			5.0	168.0				
Tamaulipas							22.0	2 350.6			12.0	1 656.1	1.0	2.0		
Tlaxcala					1.0	120.0	21.0	195.8	6.0	516.1	5.0	8.3				
Veracruz de Ignacio de la Llave					3.0	671.0	16.0	454.4	1.0	60.0	30.0	981.5	4.0	14.2		
Yucatán							1.0	4.0			6.0	31.5				
Zacatecas	1	12.0			1.0	49.0	16.0	231.2	1.0	9.0	4.0	116.8				
TOTAL NACIONAL	6	414.0	10	4373.1	42	3 661.0	677	14 631.8	24	5 968.2	454	38 631.2	21	2 083.8	15	8 509.0

Cuadro A2.6b Caudal tratado en plantas de tratamiento en operación de agua residual municipal por Entidad Federativa según proceso de tratamiento, 2008

Entidad federativa	R.A.F.A.A/		Reactor enzimático		Tanque imhoff		Tanque séptico		Wetland		Zanjas de oxidación		Otros		Total	
	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)	No	Q (l/s)
Aguascalientes							13.0	11.1	3.0	3.4	0.0				115	3 470.1
Baja California											3.0	434.3	1.0	171.2	27	5 262.1
Baja California Sur											0.0		2.0	7.3	18	844.8
Campeche			2.0	8.0							0.0		5.0	21.0	13	61.3
Chiapas	1.0	7.5			5.0	12.3	1.0	2.0	1.0	5.0	0.0		1.0	1.2	24	1 356.1
Chihuahua									15.0	17.8	0.0		1.0	100.0	119	5 928.4
Coahuila de Zaragoza											2.0	430.0			21	3 866.0
Colima	16.0	56.3			12.0	23.7	9.0	9.9			0.0				57	1 001.8
Distrito Federal											0.0				27	3 122.8
Durango							1.0	0.8			0.0				167	2 671.4
Guanajuato	17.0	90.7									1.0	140.0			60	4 305.6
Guerrero					1.0	3.0					1.0	6.0			40	1 216.7
Hidalgo			1.0	2.0	1.0	3.7	1.0	2.0			0.0		6.0	34.0	13	281.7
Jalisco	15.0	44.5					4.0	6.0	1.0	2.0	7.0	1 045.5	3.0	10.0	96	3 493.5
México	6.0	16.5	2.0	3.5	1.0	12.0	3.0	5.3	1.0	5.0	2.0	177.0	7.0	73.0	78	5 190.3
Michoacán de Ocampo	3.0	54.0							4.0	15.1	1.0	13.0			25	2 473.6
Morelos	1.0	1.0			2.0	13.0	1.0	4.0			0.0		2.0	9.0	32	1 214.1
Nayarit	1.0	1.0					1.0	0.8	3.0	5.0	0.0		1.0	45.0	63	1 228.4
Nuevo León	1.0	2.9			1.0	5.2					2.0	25.0			61	11 645.9
Oaxaca			1.0	3.0	1.0	15.0			38.0	143.7	0.0		6.0	13.6	66	986.1
Puebla	29.0	59.9					8.0	14.2	1.0	1.1	1.0	3.6	1.0	3.5	69	2 426.3
Querétaro de Arteaga	37.0	59.4	3.0	3.6					1.0	1.3	1.0	26.0	2.0	18.1	67	716.2
Quintana Roo											0.0		4.0	15.5	29	1 600.9
San Luis Potosí							3.0	6.9			0.0				21	1 740.2
Sinaloa	1.0	21.4	26.0	51.5			19.0	25.1	57.0	80.3	0.0				136	4 509.9
Sonora							6.0	7.6	1.0	4.1	0.0				76	3 093.0
Tabasco			5.0	11.2	38.0	275.8			2.0	135.0	1.0	13.0	3.0	16.0	72	1 309.3
Tamaulipas					1.0	15.0			1.0	5.0	0.0		2.0	22.0	39	4 050.7
Tlaxcala	13.0	12.0			1.0	4.7			5.0	15.2	0.0				52	872.1
Veracruz de Ignacio de la Llave	7.0	767.0	4.0	1.2	7.0	39.0	9.0	10.8			0.0		11.0	171.9	92	3 171.0
Yucatán							5.0	31.0			0.0		1.0	2.0	13	68.5
Zacatecas	4.0	15.4	18.0	27.6							0.0				45	461.0
TOTAL NACIONAL	152	1 209.5	62	111.6	71	422.4	84	137.5	134	439.0	22	2 313.4	59	734.3	1 833	83 639.6

a/ Reactor anaerobio de flujo ascendente

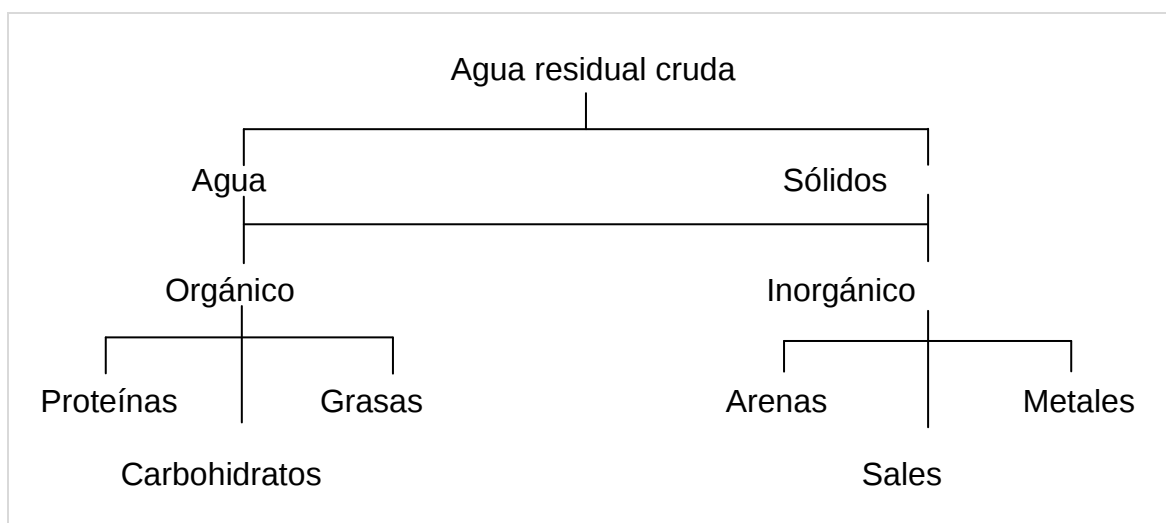
FUENTE: CONAGUA/SGAPDS/Gerencia de Potabilización y Tratamiento.

Anexo A3.

Aun cuando por definición el agua se considera como una sustancia formada por moléculas que solo contienen dos átomos de hidrogeno y uno de oxigeno, en general todas las aguas naturales contienen sustancias disueltas en concentraciones que van de unos cuantos miligramos por litro como en el agua de lluvia, a cerca de 35,000 mg/l, como en el agua de mar.

Así, se puede decir que las aguas residuales contienen la mayoría de los constituyentes del agua suministrada, en el caso de las domesticas se trata del agua potable, más las impurezas que se generaron o que se adicionaron durante el proceso en que esta se utilizó.

En promedio el agua residual cruda contiene alrededor de 1,000 mg/l de sólidos en solución y suspensión¹², lo que equivale a decir que cerca del 9% agua pura.



Composición del agua residual.

No obstante, medir únicamente el contenido total de sólidos de una muestra no es suficiente para especificar su condición, ya que una porción de agua cristalina, puede contener el mismo contenido total de sólidos que el agua residual cruda.

Así entonces, para tener una imagen verdadera de la naturaleza de una muestra en particular, es necesario cuantificar diferentes parámetros mediante pruebas que determinen sus características.

¹² Alternativas de tratamiento de aguas residuales, Noyola R. Adalberto, et al. 3ª ed. México, IMTA 2000

Sin embargo, en la práctica no se investigan todas las características de una muestra dada ya que por lo general se trata de cumplir con las normas establecidas por las dependencias federales.

A continuación se describen las características principales de una muestra de agua.

Características de las aguas residuales.

La caracterización del agua residual consiste en determinar mediante una serie de pruebas de laboratorio, la concentración de los elementos o compuestos químicos y biológicos que se encuentren presentes en una muestra representativa.

El tipo y cantidad de compuestos a determinar depende del origen de la descarga y de su sitio de disposición final, el cual se toma como base para fijar las condiciones particulares de descarga.

En la práctica es común que no se disponga de muestras de aguas residuales para ser caracterizadas, ya que muchos de los sistemas de tratamiento se proyectan en forma conjunta con los centros urbanos, turísticos o industriales que las producirán.

En estos casos, suele utilizarse la información disponible de la caracterización de descargas que se generan en lugares o instalaciones semejantes.

Condiciones ambientales.

Las condiciones ambientales tienen mayor relevancia en los casos en que se trata de procesos biológicos, ya que en estos, la temperatura influye en la velocidad de reacción enzimática que está involucrado en el metabolismo de las células de las bacterias.

La actividad en el metabolismo es directamente proporcional a la temperatura, es decir, a temperaturas bajas, la actividad es baja y a temperaturas altas la actividad es alta.

Anexo A4.

Procesos anaerobios

El proceso anaerobio o fermentación, se refiere a la descomposición u oxidación de compuestos orgánicos, en ausencia de oxígeno libre, para obtener la energía requerida para el crecimiento y mantenimiento de los organismos anaerobios.

Este proceso es menos eficiente en producción de energía que el aerobio, puesto que la mayoría de la energía liberada en el catabolismo anaerobio proveniente de la sustancia descompuesta aun permanece en los productos finales orgánicos reducidos como el metano, generándose una cantidad de biomasa mucho menor que la producida en el proceso aerobio.

Tanque Imhoff

El tanque Imhoff es un sistema de tratamiento anaerobio de dos pisos. El tanque consta de un compartimiento inferior para digestión de los sólidos sedimentados y de una cámara superior de sedimentación.

Los sólidos sedimentados pasan a través de la abertura del compartimiento superior hacia la zona de digestión.

La espuma se acumula en la zona sedimentación y en las zonas de ventilación adyacentes a las cámaras de sedimentación. El gas producido en el proceso de digestión, en la cámara de lodos, escapa a través de la zona de ventilación.

El tanque Imhoff puede tener varias cámaras de sedimentación sobre una cámara de digestión. La remoción de sólidos suspendidos puede ser de 45 a 70%, dependiendo de las características del residuo y de las condiciones de diseño y operación. La reducción de DBO puede ser de 25 a 50%.

Las ventajas principales son:

Es muy simple de operar, por lo que no requiere de personal técnico especializado.

La operación consiste en remover diariamente la espuma y en descargarla sobre la zona de ventilación, así como en extraer periódicamente los lodos hacia los lechos de secado.

Fosa séptica

El tanque séptico se caracteriza porque en él la sedimentación y la digestión ocurren dentro del mismo tanque, esto evita el aspecto laborioso que presenta el tanque imhoff en su construcción.

El tanque séptico consiste básicamente en uno o varios tanques o compartimientos, en serie, de sedimentación de sólidos.

La función más utilizada del tanque séptico es la de acondicionar las aguas residuales para disposición subsuperficial en lugares donde no existe un sistema de alcantarillado sanitario.

Para aguas residuales domésticas típicas, la remoción de DBO en un tanque séptico puede ser del 30 al 50% de grasas, de 70 a 80% de aceites, de fósforo un 15% y de 50 a 70% de SS.

Laguna anaerobia

Este es un proceso empleado en aguas residuales industriales evacuadas a temperatura mayor a la del ambiente y con cierto contenido de sólidos suspendidos sedimentables.

Consiste de tanques profundos en donde las condiciones anaerobias prevalecen, con la excepción de una pequeña zona en la superficie.

Una característica de este proceso son los malos olores muy fuertes, asociados con este sistema. Los tiempos de retención hidráulica reportados en la literatura son muy variables y en general, mayores a siete días.

Digestor anaerobio convencional

Este sistema se utiliza principalmente para la estabilización de los lodos de desecho provenientes del proceso de lodos activados, aunque en la actualidad sus limitadas eficiencias han hecho que sea sustituido por la versión completamente mezclada (alta tasa).

Consiste de un tanque cerrado sin agitación y sin calentamiento, en donde el desecho a tratar se estratifica en zonas definidas.

La zona microbiana ocupa cerca del 30% del volumen total del tanque. Se emplean tiempos de retención hidráulica mayores a 30 días¹³.

Reactor de contacto anaerobio

Este sistema consiste en un reactor completamente mezclado acoplado a un decantador que separa la biomasa para que sea recirculada al reactor. Es el equivalente anaerobio de los lodos activados.

Filtro anaerobio

El filtro anaerobio de flujo ascendente, es un proceso de crecimiento adherido, propuesto por Young y McCarty en 1969, para el tratamiento de residuos solubles.¹⁴

De los sistemas de tratamiento anaerobio es el más sencillo de mantener porque la biomasa permanece como una película microbial adherida y porque como el flujo es ascensional, el riesgo de taponamiento es mínimo.

El filtro anaerobio está constituido por un tanque, relleno con un medio sólido para soporte del crecimiento biológico anaerobio, el relleno puede ser de piedras, anillos de plástico o bioanillos plásticos, colocados al azar.

El agua residual se pone en contacto con el crecimiento bacteriano anaerobio adherido al medio y como las bacterias son retenidas sobre el medio y no salen del efluente, es posible obtener tiempos de retención celular del orden de cien días con tiempos de retención hidráulica cortos, permitiendo así el tratamiento de aguas residuales de baja concentración a temperatura ambiente.

El proceso no utiliza recirculación ni calentamiento y produce una cantidad mínima de lodos.

Reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodos, RAFA

El reactor anaerobio con lecho de lodos y flujo ascendente, UASB¹⁵ por sus siglas en inglés, ha sido estudiado extensamente y es uno de los sistemas más exitosos debido a su bajo costo y muy buenas eficiencias.

¹³ Metcalf y Eddy. Inc., 1991

¹⁴ Tratamiento de Aguas Residuales. Romero, R. Jairo A. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. 2005

Antecedentes del reactor UASB

En el reactor UASB, el agua residual se introduce por el fondo del reactor y fluye a través de un manto o lecho de lodos conformado por granos biológicos o partículas de microorganismos.

Este proceso fue desarrollado por Lettinga y otros en 1980 y fue aplicado en Holanda para el tratamiento de residuos de concentraciones media y alta de origen agrícola, tales como las aguas residuales del azúcar de remolacha.

El tratamiento se efectúa por contacto del agua residual con el manto de lodo granulado o floculento, dentro del cual se deben desarrollar bacterias con buenas características de sedimentación, mezcladas por el gas en circulación.

Los gases de la digestión anaerobia se adhieren a los granos o partículas biológicas o causan circulación interna para promover la formación de más granos.

El gas libre y las partículas con gas adherido se elevan hacia la parte superior del reactor, las partículas que se elevan chocan con el fondo de las pantallas desgasificadoras para que el gas se libere.

Los granos desgasificados caen de nuevo sobre la superficie del manto de lodos y el gas libre se captura en los domos o campanas localizados en la parte superior del reactor.

La porción líquida fluye al sedimentador donde se separan los sólidos residuales del líquido, esta recirculación interior de sólidos removidos permite edades de lodos prolongadas y hace innecesaria la recirculación externa de lodos.

Los estudios de Lettinga y Hulshoff¹⁶ demuestran que la eficiencia del sistema UASB no se ve afectada por la formación de un lecho de lodos granular o floculento, asimismo se ha encontrado que la temperatura óptima del proceso es de 20 a 30°C.

¹⁵ Upflow Anaerobic Sludge Blanket

¹⁶ Tratamiento de Aguas Residuales. Romero, R. Jairo A. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. 2005

Anexo A5.

Application of upflow anaerobic reactors to sewage treatment. If not indicated otherwise, experiments were conducted in UASB reactors. Acronyms defined below.

Place	V (m ³)	T (°C)	Influent concentration (mg/L)			Inoculum	HRT (h)	Removal efficiency (%)			Start-up (months)	Period (months)	Reference (comments)
			COD	BOD (COD _{dis})	TSS			COD	BOD (COD _{dis})	TSS			
South Africa	0.008	20	500	(148)	NP	Active sludge	24	90	(49)	60-65	1	1	Pretorius, 1971
Netherlands	0.030	21	520-590	(73-75)	NP	DSS	9	57-79	(50-60)	30-70	NP	1	Lettinga <i>et al.</i> , 1983b
Netherlands	0.120	12-18	420-920	(55-95)	NP	DSS	32-40	48-70	(30-45)	90	NP	3	Lettinga <i>et al.</i> , 1983b
Netherlands	0.120	18-20	248-581	(163-376)	NP	GS	12	72	(62)	NP	NP	17	Lettinga <i>et al.</i> , 1983b
Netherlands	0.120	7-18	100-900	53-474	10-700*	GS	4-14	45-72	(38-59)	50-89	NP	12	de Man <i>et al.</i> , 1986
Netherlands	6	10-18	100-900	53-474	10-700*	GS	9-16	46-60	(42-48)	55-75	NP	12	de Man <i>et al.</i> , 1986
Netherlands	20	11-19	100-900	53-474	10-700*	GS	6.2-18	31-49	(23-46)	NP	NP	12	de Man <i>et al.</i> , 1986
			150-550	43-157	50-400*								
Colombia	64	25	267	95	NP	DCM	6-8	75-82	75-93	70-80	6	9	Louwe Kooijmans and van Velsen, 1986; Lettinga <i>et al.</i> , 1987
Netherlands	0.120	12-20	190-1180	(80-300)	NP	GS	7-8	30-75	(20-60)	NP	NP	NP	de Man <i>et al.</i> , 1988
Netherlands	0.116	12-20	150-600	(70-250)	NP	GS	2-3	NP	(20-60)	NP	NP	NP	de Man <i>et al.</i> , 1988 (EGSB reactor)
Mexico	0.110	12-18	465	NP	154	AAS	12-18	65	NP	73	NP	>12	Monroy <i>et al.</i> , 1988
Brazil	0.120	19-28	627	357	376	None	4	74	78	72	4	9	Barbosa and Sant'Anna Jr., 1989
Italy	336	7-27	205-326	55-153	100-250	None	12-42	31-56	40-70 [†]	55-80 [†]	NP	12	Collivignarelli <i>et al.</i> , 1991; Maaskant <i>et al.</i> , 1991
India	1200	20-30	563	214	418	None	6	74	75	75	2.5	12	Draaijer <i>et al.</i> , 1992
Netherlands	120	>13	391	(291)	---	GS	2-7	16-34	(20-51)	None	NP	35	van der Last and Lettinga, 1992
Netherlands	205	16-19	391	(291)	---	Grown on sand	1.5-5.8	≈ 30	(≈ 40)	None	NP	33	van der Last and Lettinga, 1992 (EGSB reactor)
Colombia	35	NP	NP	NP	NP	NP	5-19	66-72	79-80	69-70	NP	48	Schellinkhout and Collazos, 1992
Netherlands	1.2	13.8	976	454	641 *	DSS	44.3	33	50	47.0*	NP	28	Bogte <i>et al.</i> , 1993 (UASB-septic-tank)
Netherlands	1.2	12.9	821	467	468 *	DSS	57.2	3.8	14.5	5.8*	NP	24	Bogte <i>et al.</i> , 1993 (UASB-septic-tank)
Netherlands	1.2	11.7	1716	640	1201 *	GS	102.5	60	50	77.1*	NP	13	Bogte <i>et al.</i> , 1993 (UASB-septic-tank)

Acronyms: V = Volume; T = Temperature; COD = chemical oxygen demand; BOD = biological oxygen demand; _{dis} = dissolved; TSS = total suspended solids; HRT = hydraulic retention time; NP = not provided; DSS = digested sewage sludge; GS = granular sludge; DCM = digested cow manure; AAS = adapted aerobic sludge; DS = digested sludge; NAS = non-adapted sludge.

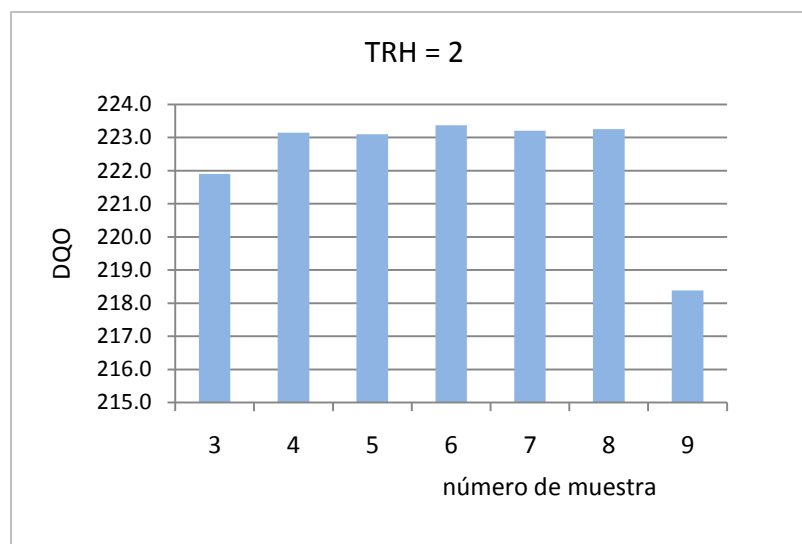
Footnotes: ^a: air temperature; *: expressed as COD; [†]: obtained at temperatures of 15-20°C, HRT of 12 h and upflow velocity (V_{up}) of 0.58 m/h.

Continúa tabla del anexoA5

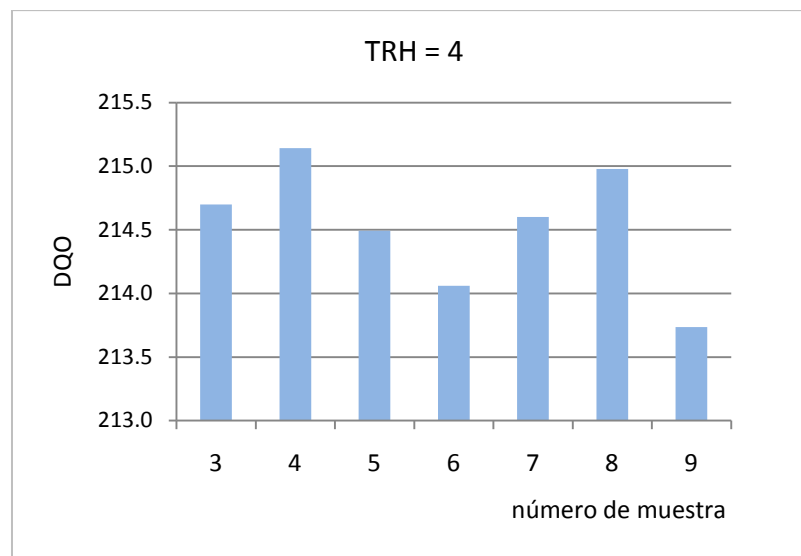
Place	V (m ³)	T (°C)	Influent concentration (mg/L)			Inoculum	HRT (h)	Removal efficiency (%)			Start-up (months)	Period (months)	Reference (comments)
			COD	BOD (COD _{bio})	TSS			COD	BOD (COD _{bio})	TSS			
Indonesia	0.86	NP	NP	NP	NP	NP	360	90-93	92-95	93-97	NP	60	Lettinga <i>et al.</i> , 1993 (UASB-septic-tank, black water)
Indonesia	0.86	NP	NP	NP	NP	NP	34	67-77	up to 82	74-81	NP	60	Lettinga <i>et al.</i> , 1993 (UASB-septic-tank, grey + black water)
Thailand	0.030	30	450-750	NP	NP	Different types	3-12	90	NP	NP	>2	4	Gnanadipathy and Polprasert, 1993
Brazil	120	18-28	188-459	104-255	67-236	GS	5-15	60	70	70	>2	24	Vieira and Garcia Jr., 1994
Colombia	3360	24	380	160	240	None	5.0	45-60	64-78	≈ 60	>6	>36	Schellinkhout and Osorio, 1994
Brazil	67.5	16-23 ^a	402	515	379	DS	7.0	74	80	87	NP	14	Vieira <i>et al.</i> , 1994
Netherlands	0.200	15.8	650	346	217	DS	3.0	37-38	26.6	83	None	5	Wang, 1994 (HUSB reactor)
Netherlands	0.120	15.8	397	254	33	GS	2.0	27-48	(32-58)	NP	None	3	Wang, 1994 (EGSB reactor)
Puerto Rico	0.059	≈20	782	352	393	DS	6-24	57.8	NP	76.9	≈4	16	Tang <i>et al.</i> , 1995
India	12000	18-32	1183	484	1000	NP	8	51-63	53-69	46-64	5	13	Haskoning, 1996; Tare <i>et al.</i> , 1997
India	6000	18-32	404	205	362	NP	8	62-72	65-71	70-78	5	11	Haskoning, 1996b; Tare <i>et al.</i> , 1997
Brazil	477	NP	600	NP	303	NAS	13	68	NP	76	2	>7	Chemicharo and Borges, 1997
Canada	0.008	20	350-500	(150-300)	100-270	DS	10-40	60-75	(70-85)	86	2	9	Singh and Viraraghavan, 1998
Brazil	9	NP (high)	712	312	386	UASB sludge	7.5	79	74	92	1	16	Chemicharo and Cardoso, 1999
Japan	0.021	13-25	312	(114)	NP	GS	4.7	69	(56)	NP	NP	6	Uenmura and Harada (2000)
Netherlands	0.004	13	456	(112)	NP	GS	8	67	(30)	NP	1	2	Elmitwalli, 2000 (raw sewage)
Netherlands	0.004	13	339	(124)	NP	GS	8	60	(49)	NP	2	3	Elmitwalli, 2000 (settled sewage)
Brazil	810	30.8	549	(313)	196	Various	9.4	75	(73)	51	3	30	Florescio <i>et al.</i> , 2001
Netherlands	0.140	15	721	(172)	NP	UASB sludge	6	44	(5)	NP	1	3	Mahmoud, 2002
Jordan	60	18-25	1531	(277)	396	None	8-10	50	(-7)	41	NP	12	Halalshah, 2002 (first stage of a two-stage UASB system)
Jordan	60	18-25	1531	(277)	396	None	23-27	51	(23)	55	NP	12	Halalshah, 2002 (one-stage UASB reactor)
Brazil	1.5	NP	480	NP	NP	None	6	79	NP	NP	NP	NP	Cavalcanti, 2003
Tanzania	1.5	25-34	529	431	NP	Septic tank sludge	1.7-40	64	(64)	NP	6	42	Mgana, 2003

Anexo A6.

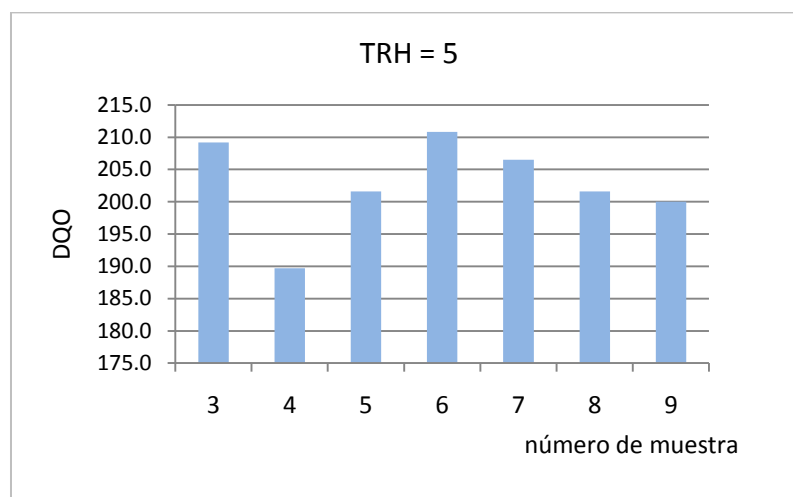
Algunos estadísticos de los resultados de la DQO



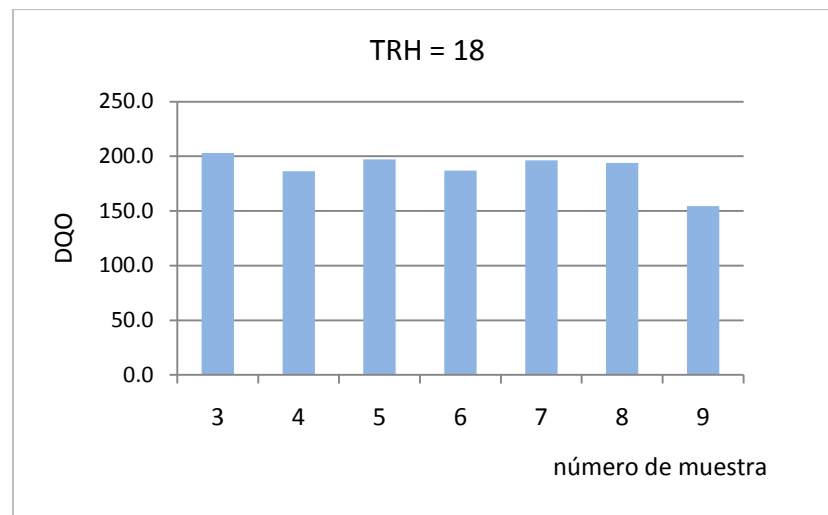
TRH = 2 h	
Promedio =	222.3
Varianza =	3.3
Desviación estándar =	1.8



TRH = 4 h	
Promedio =	214.5
Varianza =	0.2
Desviación estándar =	0.5

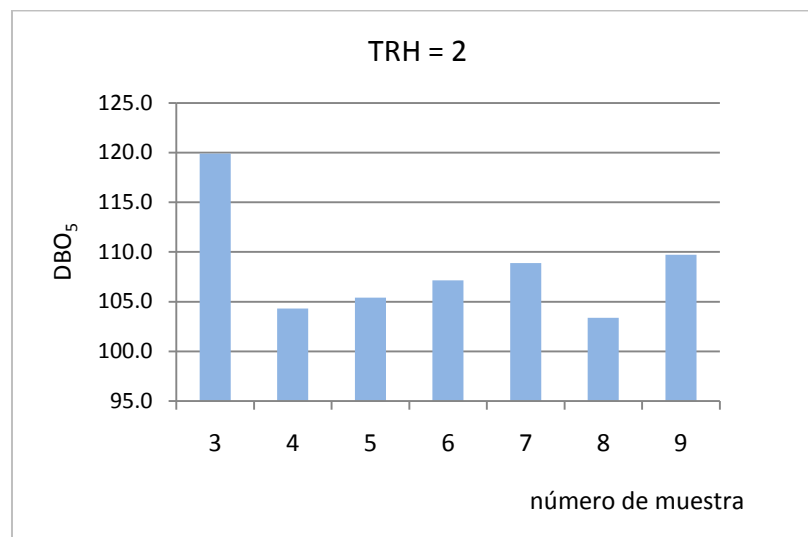


TRH = 5 h	
Promedio =	202.8
Varianza =	50.1
Desviación estándar =	7.1

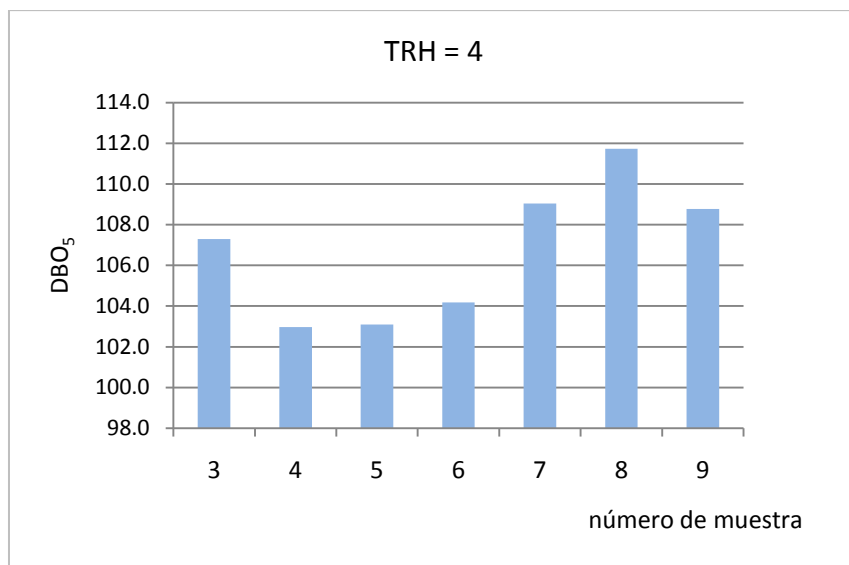


TRH = 18 h	
Promedio =	188.4
Varianza =	255.7
Desviación estándar =	16.0

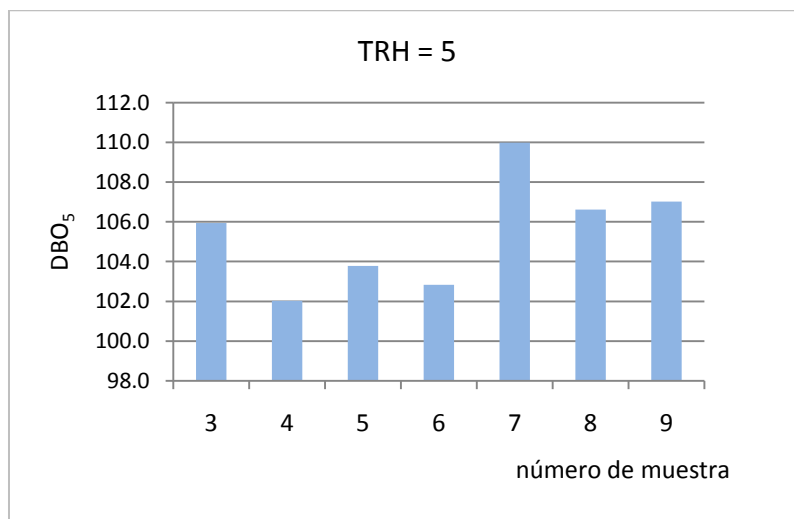
Algunos estadísticos de los resultados de la DBO_5



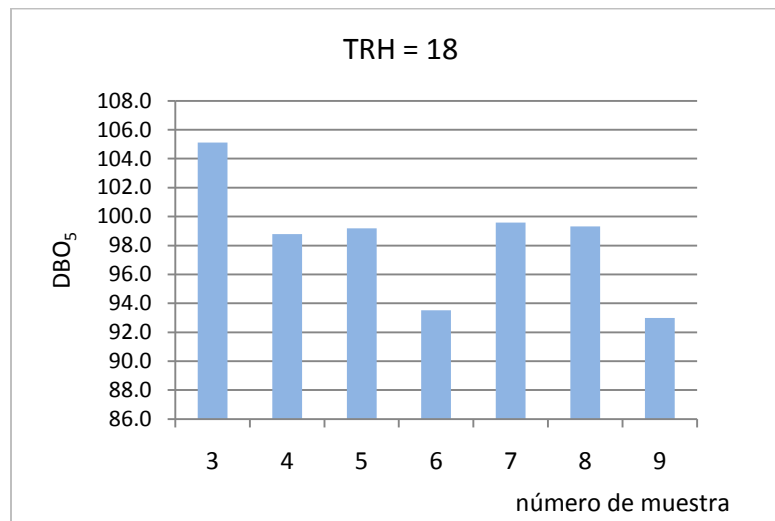
TRH = 2 h	
Promedio =	108.4
Varianza =	31.1
Desviación estándar =	5.6



TRH = 4 h	
Promedio =	106.7
Varianza =	11.4
Desviación estándar =	3.4



TRH = 5 h	
Promedio =	105.5
Varianza =	7.7
Desviación estándar =	2.8



TRH = 18 h	
Promedio =	98.4
Varianza =	16.9
Desviación estándar =	4.1

Anexo A7.

Resultados obtenidos con el programa TableCurve2D.

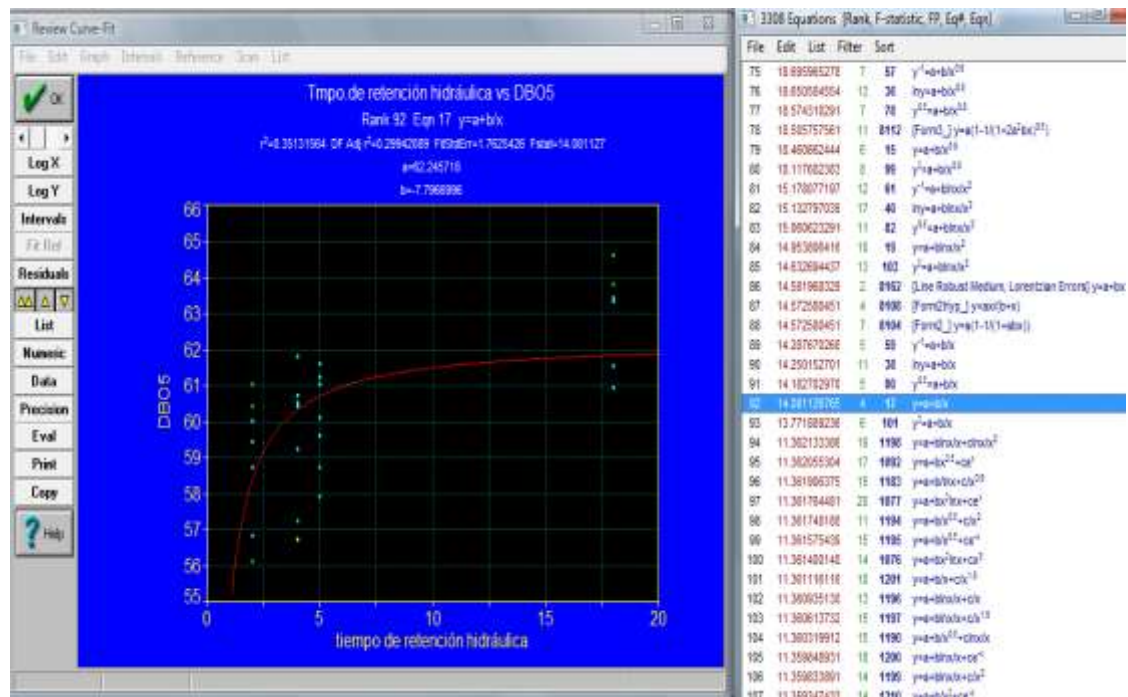


Figura A1. Ajuste de los datos de la DBO₅

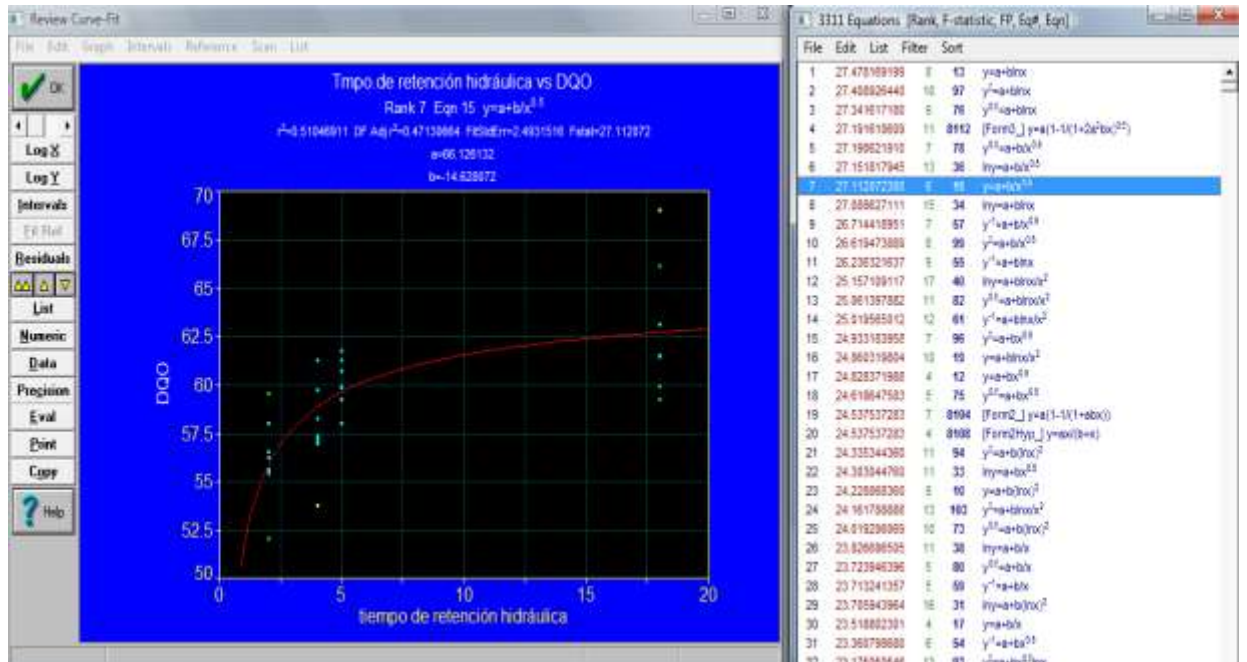


Figura A2. Ajuste de los datos de la DQO