

76



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

BIODEGRADACIÓN DE UN EFLUENTE QUÍMICO
FARMACÉUTICO POR MEDIO DE UN BIOFILTRO
DISCONTINUO SECUENCIAL ANAEROBIO/AEROBIO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA

LEONARDO M^{del} JIMÉNEZ BAUTISTA

Asesor de Tesis: Dr. Germán Buitrón Méndez

MEXICO, D.F.

2002



EXAMENES PROFESIONALES
FAC. DE QUÍMICA

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO

Presidente: Profa. Ana Isabel Carranco Pérez

Vocal: Prof. Rodolfo Torres Barrera

Secretario: Prof. Germán Buitrón Méndez

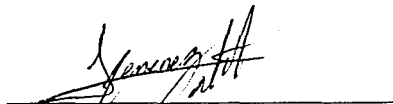
1er. Suplente: Profa. Aurora de los Ángeles Ramos Mejía

2do. Suplente: Prof. Víctor Manuel Luna Pabello

Sitio donde se desarrollo el tema: Laboratorio de Bioprocesos Ambientales
Instituto de Ingeniería UNAM



Dr. Germán Buitrón Méndez
ASESOR DEL TEMA



Leopardo M. Jiménez Bautista
SUSTENTANTE

DEDICATORIAS

A mi MADRE

Este trabajo esta dedicado principalmente a ti mamá es una pequeña muestra de agradecimiento por tantos años de sacrificios y apoyo moral y económico. Gracias por darme un claro ejemplo de lo que es el valor, la verdad y la superación.

A mi HERMANO

Alvaro.. te dedico mi trabajo por todos esos buenos momentos que compartimos y por demostrarme que tienes una enorme fuerza de voluntad para lograr lo que te propones, eso me inspira a superarme.

A mis ABUELOS MATERNOS

Magdalena y Salvador... les dedico mi labor, agradeciendo día a día todas sus enseñanzas y cariñosos cuidados que recibí y sigo recibiendo de ustedes.

AGRADECIMIENTOS

Dr. Germán Buitrón Méndez
Por aceptarme en su grupo de trabajo,
compartir conmigo sus conocimientos y enseñanzas
y guiar a buen término este proyecto.

M en C Rosa Ma. Melgoza
Por el apoyo y conocimientos prestados para la
Realización del presente trabajo

A mis compañeros del Instituto de Ingeniería
Daniel, Iván, Jesús, Maribel, Ramón, Gloria
Por su amistad, ayuda y apoyo.

A mis compañeros de la Facultad:
Aldo, Alex, Federico, Ivette, Pablo
Por compartir conmigo esta etapa de mi vida
Y brindarme su apoyo y amistad.

A las familias Ortega Bautista, Jiménez Bautista y Nájera Bautista
Por todo su apoyo y entusiasmo para que logre mis metas y
los buenos momentos que pase con cada uno de sus
integrantes.

A mi amigo de toda la vida Daniel Alfaro
Por su apoyo incondicional y estar conmigo
En las buenas y en las malas, gracias hermano.

A todas aquellas personas que han significado
algo para mí en algún momento de mi vida y/o
me han ayudado sin pedir nada a cambio

Al CONACYT por el financiamiento otorgado al proyecto

INDICE DE CONTENIDO

	Página
ÍNDICE DE TABLAS	I
ÍNDICE DE FIGURAS	II
RESUMEN	IV
INTRODUCCIÓN	V
OBJETIVOS	VII
JUSTIFICACIÓN	VIII
HIPÓTESIS	IX
CAPÍTULO 1	
GENERALIDADES	
1.1 Aguas residuales de la industria químico-farmacéutica	1
1.2 Tratamientos de aguas residuales	2
1.2.1 Tratamiento de efluentes de la industria químico-farmacéutica	2
1.3 Clasificación de los tratamientos de aguas	4
1.3.1 Tratamientos físicos	5
1.3.2 Tratamientos químicos	5
1.3.3 Tratamientos biológicos	6
1.3.3.1 Microorganismos presentes en los procesos biológicos	8

1.3.3.2 Clasificación de los microorganismos	9
1.3.3.2.1 Clasificación de los microorganismos de acuerdo a su fuente de C y energía	9
1.3.3.2.2 Clasificación de acuerdo al consumo de O ₂	10
1.3.3.2.3 Clasificación de acuerdo a los rangos de temperatura y pH que toleran los microorganismos	10
1.3.3.3 Microorganismos importantes para los procesos biológicos	11
1.3.3.4 Procesos aerobios	12
1.3.3.5 Procesos anaerobios	13
1.3.3.6 Procesos combinados	14
1.3.3.7 Sistemas de biomasa suspendida	15
1.3.3.8 Sistemas con bio-película	18
1.4 Reactores discontinuos secuenciados SBR (Secuencing Batch Reactors)	19
1.4.1 Secuencias de operación del sistema SBR	19
1.4.2 Ventajas del sistema SBR	20
1.4.3 Desventajas del sistema SBR	21
CAPÍTULO II	
METODOLOGÍA	
2.1 Materiales	22
2.2 Inóculo	23

2.3 Preparación del influente al reactor	23
2.4 Condiciones particulares de operación del reactor SBR anaerobio/aerobio	25
2.5 Arranque	26
2.6 Operación	27
2.6.1 Parámetros de operación y control	28
2.6.2 Técnicas analíticas	29
2.6.2.1 pH, potencial REDOX, IVL, SSV y SST	29
2.6.2.2 Nitrógeno de nitratos N-NO₃	29
2.6.2.3 Nitrógeno de nitritos N-NO₂	29
2.6.2.4 Nitrógeno amoniacal N-NH₃	30
2.6.2.5 DQO	30
2.6.2.6 Color	31
2.7 Cromatografía	31
2.8 Frecuencia de muestreo	31
2.9 Conservación de muestras	31
CAPÍTULO III	
RESULTADOS	
3.1 Comportamiento de los parámetros de control	33
3.1.1 ORP	33

3.1.2 pH	35
3.1.3 Color	37
3.1.4 Biomasa dentro del reactor	38
3.1.5 Monitoreo de gases en el reactor	39
3.1.6 N-NH₃, N-NO₂ y N-NO₃	41
3.1.7 Espectros	44
3.1.8 DQO	47
3.1.9 Carga orgánica	52
3.1.10 Toxicidad	54
CAPÍTULO IV	
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	
4.1 Conclusiones	57
4.2 Recomendaciones	58
CAPÍTULO V	
Referencias bibliográficas	59
Anexos	61

ABREVIATURAS

ADN	=	Ácido desoxirribonucleico
ARN	=	Ácido ribonucleico
DBO	=	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO_t	=	Demanda química de oxígeno total
HPLC	=	Cromatografía líquida de alta presión (High Pressure Liquid Chromatography)
l	=	Litro
mg	=	Miligramos
N-NO₂	=	Nitrógeno como nitritos
N-NO₃	=	Nitrógeno como nitratos
N-NH₃	=	Nitrógeno como amoníaco
ONA	=	o-nitroanilina
ORP	=	Potencial de óxido-reducción
pH	=	Potencial de hidrógeno
SBR	=	Reactor Batch Secuenciado (Secuencing Batch Reactor)
SST	=	Sólidos suspendidos totales
SSV	=	Sólidos suspendidos volátiles
TOC (COT)	=	Carbono orgánico total
UT	=	Unidades de toxicidad (MICROTOX)
VOC (COV)	=	Compuestos orgánicos volátiles

INDICE DE TABLAS

Número	Nombre	Página
1-1	Procesos físicos de tratamientos de efluentes	5
1-2	Procesos químicos de tratamientos de efluentes	6
1-3	Los 3 reinos de microorganismos presentes en las plantas de tratamiento y sus características	8
1-4	Clasificación de los microorganismos por su fuente de carbono y energía	10
1-5	Rangos de temperatura típicos para diferentes tipos de microorganismos	11
1-6	Principales tipos de sistemas biológicos de tratamiento de aguas	14
2-1	Soluciones nutritivas para el reactor	24
2-2	Caracterización del agua residual tratada en el biorreactor	24
2-3	Resultado de metales en la caracterización del agua residual	25
2-4	Estrategia seguida para la operación del biofiltro SBR	26
3-1	Mediciones de biomasa dentro del reactor	39
3-2	Monitoreo del biogás dentro del reactor	40
3-3	Determinación de nitrógeno en sus diferentes formas	42
3-4	Máximos de absorbancia para la o-nitroanilina	45
3-5	Resultados de las pruebas de toxicidad MICROTOX®	56

INDICE DE FIGURAS

Número	Nombre	Página
1-1	Diagrama de transformación de la materia orgánica en los procesos biológicos	7
1-2	Sistema típico de tratamiento por biomasa suspendida	17
1-3	Secuencias de operación de un reactor SBR	20
2-1	Bioreactor secuenciado anaerobio/aerobio con biomasa fija	22
2-2	Representación esquemática del biofiltro SBR	23
3-1	Comportamiento del ORP al inicio de cada uno de los ciclos, fin de etapa anaerobia y en el efluente	34
3-2	Comportamiento del potencial ORP a lo largo del ciclo 146	34
3-3	Comportamiento del pH al inicio de cada uno de los ciclos, fin de etapa anaerobia y en el efluente	35
3-4	Comportamiento del pH a lo largo del ciclo 146	36
3-5	Comportamiento del color a diferentes ciclos de operación del reactor	37
3-6	Agua residual, antes y después del tratamiento por el biofiltro SBR anaerobio/aerobio	38
3-7	Espectro de una muestra de o-nitroanilina 0.5M	44
3-8	Espectros de absorción para el ciclo 146	45
3-9	Ruta metabólica de la o-nitroanilina	46

Número	Nombre	Página
3-10	Variación de la eficiencia de remoción con las modificaciones en la concentración de materia orgánica en el influente al reactor	47
3-11	Comportamiento de la DQOt en diferentes ciclos al inicio y fin de la etapa anaerobia y al final del ciclo	50
3-12	Carga orgánica alimentada y removida por el biofiltro	52
3-13	Evolución de la carga orgánica manejada por el biofiltro considerando la aportación del agua residual y el cosustrato	53
3-14	Evolución de la carga orgánica manejada por el biofiltro en cada uno de los ciclos tomando en consideración únicamente el aporte del agua residual industrial sin el cosustrato	53

RESUMEN

Se estudió la biodegradación de un efluente real químico farmacéutico en un ambiente alternado anaerobio/aerobio en un solo reactor SBR (Secuencing Batch Reactor). El reactor se arrancó y operó mediante una estrategia que considera eficiencias fijas de remoción de materia orgánica. Se inoculó con lodos activados provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales.

La concentración a la alimentación del biofiltro se incremento consecutivamente desde 400 mg/l de DQOt hasta introducir el efluente crudo con una concentración de 28 000 mg/l de DQOt modificando el volumen de intercambio en la etapa final del reactor. La duración de la etapa anaerobia varió de 8 a 36 horas, la etapa aerobia de 4 a 12 horas, dando como resultado ciclos completos de operación que variaron de 12 a 48 horas. Se lograron eficiencias de remoción de DQOt de 97% y de 85%. En lo que respecta a la toxicidad, se abatió en un 95% respecto al agua residual cruda. Por técnica de HPLC se determinó con ayuda de los espectros correspondientes que el compuesto modelo del agua residual (o-nitroanilina) se removió eficientemente del agua.

INTRODUCCIÓN

La operación de casi todos los procesos industriales genera desechos, los cuales tienen como destino final el medio ambiente, ya sea en cuerpos acuíferos y suelos, que son receptores de desechos sólidos y líquidos, o en la atmósfera, a la cual se descargan gases y vapores. El impacto de estos contaminantes sobre cuerpos receptores depende de factores como la toxicidad, concentración, recalcitrancia, frecuencia de descarga, etc..

Aquellos desechos cuyo ritmo de producción y disposición en el ambiente es superior a la capacidad de la propia naturaleza para eliminarlos, son los que mayormente impactan a los ecosistemas, la bioacumulación de estos xenobióticos en los seres vivos origina problemas a nivel funcional y genético. Se debe considerar además de que algunas de las sustancias que componen los efluentes industriales no son tóxicas por sí mismas, sino que en el proceso de biotransformación que ejercen en ellas los microorganismos presentes en el ambiente o dentro de organismos superiores, se forman compuestos de toxicidad aún mayor a sus precedentes.

La industria química en México es una de las más contaminantes, es de vital importancia como primera vía para solucionar esto, evitar al máximo la generación de éstos tóxicos y su disposición en el medio ambiente, en caso de que esto no sea posible, es necesario el desarrollo de nuevas tecnologías y procesos por medio de los cuales se puedan eliminar los compuestos presentes en los desechos industriales.

Existen varios procesos físicoquímicos para depurar aguas residuales como: filtración, destilación, centrifugación, sistemas de membranas, ozonación, etc. El problema con la mayoría de ellos es que no atacan el problema de raíz, es decir, solo cambian de fase o concentran los contaminantes en un volumen menor.

La opción más satisfactoria actualmente para el tratamiento de este tipo de agua son los tratamientos biológicos en los que se emplean microorganismos para degradar los compuestos disueltos en el agua. En estos procesos, se transforma la estructura básica de las moléculas (biotransformación) e incluso se puede llegar a oxidar completamente la materia orgánica obteniendo como productos de la reacción compuestos simples como CO_2 , H_2O , nitratos, nitritos, N_2 , CH_4 lo que se conoce como mineralización. Cabe mencionar que los costos de arranque, operación y mantenimiento de éstos sistemas son inferiores a los de los procesos fisicoquímicos.

El objetivo principal de este tratamiento es el de desarrollar dentro del biofiltro consorcio de microorganismos capaces de atacar y transformar los compuestos a los que se exponen. Dentro de este tipo de tratamientos tenemos 3 tipos diferentes: los procesos anaerobios, los aerobios y los combinados.

El presente trabajo tiene como objetivo el integrar en un solo reactor fases anaerobias y aerobias secuenciadas, con el fin de mineralizar los compuestos presentes en un efluente residual de la industria químico-farmacéutica.

OBJETIVOS

Objetivo General

- Determinar las condiciones bajo las cuales se puede llevar a cabo la degradación total de un efluente industrial químico-farmacéutico que contiene compuestos nitroaromáticos, bajo ambientes anaerobio-aerobios secuenciados.

Objetivos Particulares

- Seleccionar y Caracterizar el efluente industrial
- Aclimatar la biomasa al reactor
- Optimizar los tiempos de retención para diferentes concentraciones, así como optimizar cada una de las etapas de reacción (etapa de reducción y de oxidación)
- Determinar la máxima carga orgánica que soporta el reactor
- Lograr abatir la toxicidad del efluente a tratar

JUSTIFICACIÓN

Debido a la compleja y diversa composición del efluente farmacéutico a tratar y a que en la mayoría de los casos un sistema de tratamiento aerobio o anaerobio no es eficiente para lograr la mineralización de los xenobióticos, se hace necesaria la integración de ambos procesos en un solo reactor, desarrollando dentro del biofiltro un consorcio de microorganismos (aerobios, anaerobios y facultativos) capaces de mineralizar los compuestos del agua residual.

HIPÓTESIS

- La degradación total de los compuestos xenobióticos presentes en el efluente industrial puede ser lograda en un solo reactor SBR integrando fases anaerobias y aerobias alternadas.
- Una vez que la biomasa se aclimatara, los tiempos de reacción se reducirían, incrementando la carga.
- Al haber logrado una remoción de DQO del 85% o más, se podrá incrementar la concentración al 100 % respecto a la anterior.
- La presencia del cosustrato facilitará enormemente la adaptación de la biomasa al agua residual.

CAPITULO I

GENERALIDADES

1.1 Aguas residuales de la industria químico-farmacéutica.

Una de las más importantes generalizaciones que podemos hacer acerca de las aguas residuales producidas y descargadas por la industria farmacéutica es su gran diversidad. Los productos, procesos y materiales a los cuales el agua es expuesta varían enormemente, incluso en 2 muestras de una planta obtenidas a diferente hora en un solo día de operación.

Los principales usos que se le da al agua en la industria farmacéutica, en los cuales se generan los efluentes residuales son los siguientes:

- Solvente para químicos
- Medio de calentamiento y enfriamiento
- Servicios de lavado de pisos, reactores y equipos
- Servicios sanitarios
- Medio de reacción.

Los contaminantes más comunes en este tipo de efluentes son: materia orgánica, compuestos aromáticos simples y sustituidos, fenoles, aminas, alcoholes, diversas formas de nitrógeno, VOC's (Compuestos Orgánicos Volátiles), ácidos orgánicos; arrojando en conjunto aguas residuales con concentraciones de DQO's totales del orden de las decenas de g/l. por otro lado estas descargas pueden oscilar en un amplio rango de pH desde 1 unidad hasta 11.

La mayoría de los compuestos usados como drogas en la actualidad son preparados por medio de síntesis química; para ello la industria farmacéutica emplea una gran variedad de compuestos altamente contaminantes como reactivos y solventes para purificación.

Esencialmente, este tipo de plantas poseen torres recuperadoras de estos solventes para su reúso; sin embargo, un porcentaje de aquellos queda remanente en los efluentes.

Los procesos de este tipo de industria que más contaminación genera son los de síntesis; en ellos son generados nuevos compuestos, los cuales al no estar presentes en el medio ambiente de manera natural no existen microorganismos capaces de biodegradarlos eficazmente, acumulándose e impactando enormemente los cuerpos receptores.

En las aguas de desecho pueden estar presentes compuestos biodegradables (factibles de transformarse parcial o totalmente por acción de microorganismos), no biodegradables (resistentes a la biotransformación), persistentes (requieren de ambientes o características muy específicas para degradarse) y recalcitrantes (cuya biodegradación aún no ha sido probada), siendo estos últimos los más problemáticos por lo señalado anteriormente.

1.2 Tratamientos de aguas residuales.

El principal objetivo del tratamiento de aguas residuales es el de lograr que los efluentes ya tratados al ser descargados a los cuerpos acuíferos no causen daño alguno a la fauna y flora nativa del lugar, además de cumplir con la legislación vigente en materia ambiental para la descarga de aguas (NOM-001 ECOL-1996 y NOM-002 ECOL-1997).

1.2.1 Tratamiento de efluentes de la industria químico farmacéutica

El encontrar el tratamiento óptimo para aguas residuales, es aun un reto, en especial si estas provienen de una industria como la farmacéutica, esta ofrece problemas como la gran variación en la composición de los efluentes, presencia de componentes altamente tóxicos o inhibidores para la biomasa, compuestos recalcitrantes, altas concentraciones de DQO, de DBO y variaciones extremas en el pH.

Así, de un lado tenemos una amplia gama de aguas de desecho y por el otro lado varios tipos de posibles tratamientos. Dependiendo de la calidad del agua, requerimientos finales y aspectos económicos algunos procesos serán más adecuados que otros para cada caso.

La separación física de sólidos suspendidos, grasas y aceites y los tratamientos biológicos son los sistemas más económicos y confiables para muchos casos (aguas residuales municipales, aguas de proceso de industrias alimenticias). Sin embargo existen casos en que la efectividad de estas vías de tratamiento decrece (la presencia de sustancias solubles para las separaciones físicas y sustancias recalcitrantes o tóxicas para los métodos biológicos); para este último caso, el cual es muy común en la industria química, la opción alternativa es aplicar procesos fisicoquímicos para la remoción de los xenobióticos, tales como la cloración, ozonación, radiación UV, aunque puede incrementar la toxicidad del agua por formación de nuevos compuestos. Para lograr la mineralización de los contaminantes en estos sistemas se emplean grandes cantidades de agentes oxidantes, haciéndolos más caros que los procesos biológicos.

En los procesos de oxidación, los mecanismos de reacción cambian la estructura y propiedades fisicoquímicas de las sustancias orgánicas. Las moléculas se disocian en otras de menor peso molecular, adicionando en ellas altas cantidades de oxígeno formando alcoholes, ácidos carboxílicos, Acetonas y en el caso ideal CO_2 , CH_4 y H_2O .

La oxidación de compuestos orgánicos con oxidantes como ozono o radicales OH^\cdot producen otros compuestos más oxidados que sus predecesores y que son más fácilmente biodegradables. Esta idea general sirvió a varios investigadores (Marco et al. 1997) para diseñar combinaciones de procesos de oxidación química seguidos de uno biológico. En la primera etapa, se busca la biotransformación de los compuestos tóxicos al punto en que los efectos inhibitorios sobre los microorganismos desaparezcan para que en la fase

biológica del proceso se logren mineralizar todos los componentes del efluente. Otra muy poderosa razón por la cual se prefiere el empleo de procesos biológicos es que los costos de construcción y operación de ellos son del orden de 3 a 20 veces menores que los fisicoquímicos(Saval, 1998).

1.3 Clasificación de los tratamientos de aguas

En la actualidad se cuenta con diversos tipos de tratamientos para aguas residuales, los fisicoquímicos y los biológicos.

Para poder seleccionar el método más adecuado para el tratamiento de los efluentes, se deben de tomar en consideración diversos aspectos como su origen, características, destino final del agua tratada. La selección de la técnica mas adecuada de tratamiento tiene como base una buena caracterización del efluente obteniendo datos de parámetros orgánicos (DQO, DBO, TOC); características físicas y en la identificación cualitativa y cuantitativa de contaminantes específicos.

La DQO, DBO y el COT nos indican la cantidad de materia orgánica presente en el agua que requiere estabilizarse u oxidarse para eliminarla del efluente. Las características fisicoquímicas del agua incluyen: SST (Sólidos suspendidos totales), SSV (Sólidos suspendidos volátiles), pH, temperatura, color, potencial redox, alcalinidad, etc. La presencia de xenobióticos específicos en el agua residual puede por si misma decidir el tipo de tratamiento a aplicar, en especial si estos contaminantes son muy tóxicos, recalcitrantes o impiden de alguna manera su tratamiento por medios convencionales.

Una vez que se ha caracterizado el agua residual, lo siguiente es escoger entre los posibles tratamientos existentes.

1.3.1 Tratamientos Físicos

Este tipo de tratamientos en los que actúan fuerzas físicas como la gravedad, solo remueve los contaminantes del agua sin alterar la composición y propiedades químicas de ellos, además de que son totalmente ineficaces para eliminar la mayor parte de las sustancias solubles, por lo que son inoperantes para el tipo de efluentes de las farmacéuticas. En este tipo de tratamientos se incluyen:

Tabla 1-1: Procesos físicos de tratamiento de efluentes.

PROCESO	APLICACIÓN
Homogenización	Igualación de corrientes cuando las características del caudal varía
Separación por gravedad	Separación de aceites, grasas y sólidos suspendidos
Flotación por aire	Aceites emulsificados grasas y sólidos suspendidos finos
Evaporación	Remoción de COV (compuestos orgánicos volátiles), concentración de residuos líquidos deshidratación de lodos residuales
Floculación	Aglomeración de partículas suspendidas para formar con agentes floculantes para separar por gravedad los flocúlos resultantes
Filtración	Remoción de aceites y grasas libres o emulsificadas y sólidos suspendidos como biomasa remanente de los tratamientos biológicos
Adsorción	Remoción de compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos en el agua
Ósmosis inversa	Remoción de contaminantes no biodegradables disueltos
Cribado	Eliminación de material voluminoso del agua residual
Electrodiálisis	Eliminación de material coloidal y soluble

Fuente: Metcalf y Eddy, Inc (1991).

1.3.2 Tratamientos químicos.

Estos tratamientos manipulan las propiedades químicas de los contaminantes para facilitar la remoción de ellos del agua residual o descomponerlos en moléculas más sencillas, así, algunos de los productos finales de estos procesos pueden ser fácilmente separados del agua y/o pueden ser inócuos y no presentar ningún problema si se encuentran remanentes en el agua como en el caso del CO₂. Los procesos químicos más empleados en la industria son la precipitación química, coagulación, recuperación electrolítica, intercambio iónico, ósmosis inversa y reducción y oxidación química.

Este tipo de tratamientos, logran remover los contaminantes del agua, pero solo los cambian de fase o concentrar en un volumen menor, modificando sus propiedades fisicoquímicas. A continuación una tabla con los principales tipos de tratamientos químicos y su aplicación:

Tabla 1-2: Procesos químicos de tratamiento de efluentes

PROCESO	APLICACIÓN
Precipitación	Remoción de metales pesados en forma de iones y compuestos inorgánicos específicos como: sales minerales, fosfatos, etc.
Neutralización	Control del pH para post-tratamientos biológicos o químicos
Recuperación electrolítica	Remoción de orgánicos, inorgánicos y principalmente metales en aguas de elevadas concentraciones
Intercambio iónico	Ablandamiento del agua, remoción de metales y minerales del agua
Tratamiento con agentes oxidantes (aire, Cl, ozono, rayos UV)	Remoción de contaminantes disueltos, desinfección, remoción de DQO

Fuente: Metcalf y Eddy Inc (1991)

Por otro lado, en general, los costos de instalación, operación y mantenimiento de estos equipos son elevados, la mayor parte de los casos la eliminación es muy selectiva. se puede lograr una remoción de DQO elevada, pero sin embargo, en algunos casos, aumentan la toxicidad del efluente por lo que no son una alternativa viable y esto aunado a la complejidad de operación de estos procesos ha despertado el interés por buscar otros medios para la "purificación" de las aguas residuales. Tal es el caso de los tratamientos biológicos.

1.3.3 Tratamientos biológicos.

Debido a los problemas anteriormente descritos que presentan los sistemas de tratamiento físicos, químicos o su combinación; la opción de los procesos biológicos surgió como una alternativa viable, eficiente y adecuada para una gran diversidad de efluentes industriales y municipales. En estos tratamientos se utilizan mecanismos biológicos y bioquímicos

para lograr cambiar las propiedades químicas de los compuestos de interés. Estas propiedades son alteradas por la acción de una gran variedad de microorganismos.

La descomposición o metabolización de los compuestos produce mas biomasa, así como la energía requerida por los microorganismos para crecer y reproducirse (Fig 1). En otras palabras, los contaminantes sirven a los microorganismos de alimento. Debido a su gran poder de adaptación los microorganismos pueden proliferar en cualquier medio y como consecuencia de su capacidad de reproducción elevada pueden adquirir capacidades degradativas específicas al exponerlos a un efluente en particular.

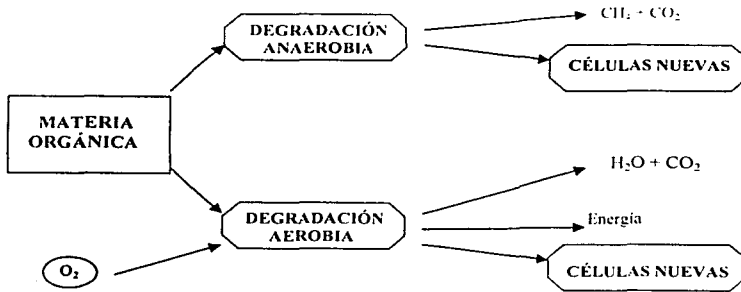


Fig. 1-1: Diagrama de transformación de la materia orgánica en los procesos biológicos.

La finalidad de estos tratamientos es la de crear un consorcio de microorganismos capaz de biotransformar (biodegradación parcial) o mineralizar (biodegradación total) los xenobióticos en el agua residual bajo condiciones anaerobias, aerobias o una combinación de ambos procesos. Los productos ideales de la biotransformación son: mas microorganismos (biomasa), CO_2 , H_2O , Nitrógeno elemental, sulfuros y calor. Generalmente la descomposición de los compuestos orgánicos es parcial y se forman compuestos de bajo peso molecular como alcoholes, cetonas, aminas, y ácidos orgánicos.

Debido a que la biomasa está formada por microorganismos vivos, es susceptible a cambios climáticos, choques de concentración, presencia de toxinas, etc.

Cuando una industria usa sistemas de lodos activados en el tratamiento de agua residual cualquier cambio en las condiciones de operación debe ser considerado para evitar el ingreso de corrientes al biorreactor con condiciones agresivas a los microorganismos.

La eficiencia de estos procesos biológicos dependerá enormemente de las características de los efluentes que ingresan al reactor, para prevenir choques en el sistema puede emplearse la igualación y otras formas de pretratamiento como el ajuste del pH; dado que la actividad microbiana es óptima en rangos de pH de 6.0 a 8.0.

1.3.3.1 Microorganismos presentes en los procesos biológicos

Para diseñar o seleccionar algún tipo de tratamiento biológico es necesario entender la forma, estructura y las actividades bioquímicas de los principales microorganismos que intervienen en ellos.

Debido a dificultades taxonómicas los microorganismos se han clasificado en 3 reinos, el reino animal, el reino vegetal (estos 2 conformaban la anterior clasificación) y el protista.

Las principales características de cada uno de ellos se presentan en la tabla 1-3.

Tabla 1-3: Los 3 reinos de microorganismos presentes en las plantas de tratamiento y sus características

REINO	MIEMBROS REPRESENTATIVOS	CARACTERÍSTICAS	
ANIMAL	Rotíferos Crustáceos	Multicelulares con diferenciación de tejidos	
VEGETAL	Musgos Helechos Semillas y esporas de plantas		
PROTISTA			
EUCARIÓTAS	Algas Protozoarios Hongos	Contienen núcleo celular	Unicelulares o multicelulares
PROCARIÓTAS	Alga azul verde Bacterias	Carentes de membrana nuclear	sin diferenciación de tejidos

En general, las células contienen una pared celular cuya membrana puede ser rígida o flexible; en el interior contiene una suspensión coloidal de proteínas, carbohidratos y otros compuestos orgánicos llamado citoplasma; en caso de que presente movilidad estará provista de apéndices motores que son los cilios o flagelos.

Cada célula contiene ácidos nucleicos que componen el material hereditario indispensable para su reproducción. El ARN o Ácido Ribonucleico tiene como principal función la síntesis de proteínas. El área del núcleo es rica en Ácido Desoxirribonucleico (ADN) el cual contiene toda la información necesaria para la reproducción de la célula. en algunas células el ADN esta rodeado por una membrana y el núcleo esta claramente definido (eucariotas) y las que el núcleo esta pobremente definido.

1.3.3.2 Clasificación de los microorganismos

Los microorganismos se pueden agrupar en varias subcategorías de acuerdo a características específicas, tales como:

1.3.3.2.1 Clasificación de los microorganismos de acuerdo a su fuente de carbono y energía

Para reproducirse y funcionar adecuadamente las células necesitan una fuente de energía y de carbono, elementos inorgánicos, tales como N y P y trazas de S, K, Ca y Mg son vitales para la supervivencia de las células.

Si los organismos toman el carbono necesario del dióxido de carbono son llamados autótrofos y si lo obtienen de materia orgánica se les llama heterótrofos.

La energía puede ser suministrada en forma de luz en la fotosíntesis o por una reacción de oxidación-reducción. En el primer caso se les llama autótrofos fotosintéticos y en el

caso del abasto de energía por reacciones químicas, a los organismos se les conoce como autótrofos quimiosintéticos.

Para los organismos heterótrofos la energía es producida por la oxidación o fermentación de materia orgánica.

Tabla 1-4: Clasificación de los microorganismos por su fuente de carbono y energía

CLASIFICACIÓN	FUENTE DE ENERGÍA	FUENTE DE CARBONO
Autótrofos		
Fotosintéticos	Luz	CO ₂
Quimiosintéticos	Reacciones de oxidoreducción inorgánicas	CO ₂
Heterótrofos	Reacciones de oxidoreducción orgánicas	Carbono orgánico

1.3.3.2 Clasificación de acuerdo a su consumo de oxígeno

Organismos aerobios, pueden sobrevivir solo en presencia de oxígeno en su forma molecular: es decir O₂. Los microorganismos anaerobios sobreviven en ausencia de oxígeno molecular y emplean como fuente el oxígeno de compuestos presentes en el medio en que se desarrollan como: nitratos, nitritos, sulfatos, dióxido de carbono, etc.

Finalmente, los microorganismos facultativos tienen la habilidad de sobrevivir en ambientes con presencia y ausencia de oxígeno molecular.

1.3.3.3 Clasificación de acuerdo a los rangos de temperatura y pH que toleran los microorganismos.

La temperatura y el pH son 2 factores que juegan un papel primordial en el crecimiento y muerte de una comunidad de microorganismos cualquiera. Se ha observado que su capacidad de reacción aumenta a razón del 100% por cada 10°C de incremento hasta alcanzar la temperatura límite. Existen microorganismos criofílicos, mesofílicos y termofílicos. La tabla 1-5 presenta la clasificación de los microorganismos tomando como referencia los rangos de temperatura tolerados.

Tabla 1-5: Rangos de temperatura típicos para diferentes tipos de microorganismos

CLASIFICACION	TEMPERATURA °C	
	RANGO	ÓPTIMO
CRIOFÍLICAS	-2 a 30	12 a 18
MESOFÍLICAS	20 a 45	25 a 40
TERMOFÍLICAS	45 a 75	55 a 65

La mayoría de los microorganismos no toleran niveles de pH por arriba de 9.5 y por debajo de 4, generalmente el rango óptimo para un adecuado crecimiento es entre 6.5 y 7.5 unidades de pH.

1.3.3.3 Microorganismos importantes para los procesos biológicos.

Bacterias: Son protistas unicelulares, asimilan su alimento solubilizado, su modo usual de reproducción es la fisión binaria, algunas especies se reproducen sexualmente o por gemación, su forma puede ser esférica, cilíndrica o helicoidal y la variación en tamaño es grande desde 0.5 μm en las esféricas, hasta 6 a 15 μm en las helicoidales. Están compuestas por un 80% de agua y un 20% de materia seca, de la cual 90 % es orgánica y 10 % inorgánica.

Hongos: Son protistas multicelulares, no fotosintéticos y heterótrofos, se reproducen por múltiples medios: gemación, división, formación de esporas. La mayoría de los hongos son estrictamente aerobios y toleran rangos de pH relativamente bajos, del orden de 5.0 y su requerimiento de nitrógeno es de aproximadamente del 50% de lo que requieren las bacterias, Estas características los hacen muy importantes en el tratamiento biológico de aguas residuales industriales que presenten estas características y en la formación de compostas con materiales orgánicos sólidos.

Algas: Son organismos uni o pluricelulares, autótrofos y fotosintéticos, estas son indeseables en los sistemas de tratamiento y distribución de agua debido al color, su

acumulación en las superficies y paredes de los biorreactores impide la adecuada fijación de biomasa y reduce el área expuesta al aire, con lo que limita la transferencia de oxígeno. Por otro lado al término de la fotosíntesis las algas respiran consumiendo oxígeno, produciendo una variación en el oxígeno disuelto.

Como las algas utilizan CO_2 en la fotosíntesis, el pH tiende a incrementarse y la alcalinidad por carbonato e hidróxido predomina. Si el agua tiene una alta concentración de calcio puede precipitar si se obtienen las concentraciones adecuadas del ión calcio y del ión carbonato. Como otros microorganismos, las algas requieren de compuestos inorgánicos como nutrientes tales como: nitrógeno y fósforo y trazas de hierro, cobre y molibdeno. La vía más efectiva para prevenir la excesiva proliferación de algas es el aislamiento del sistema de la luz solar y la remoción de nutrientes, principalmente el fósforo.

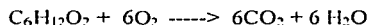
Protozoarios: Son protistas unicelulares móviles, la mayoría son aerobios heterótrofos. Son más grandes que las bacterias a las que emplean como fuente de energía. En los sistemas de tratamiento, los protozoarios trabajan consumiendo las bacterias y materia orgánica particular.

Rotíferos: Es un animal aerobio, heterótrofo y multicelular, posee 2 juegos de cilios rotatorios en la cabeza empleados como medios motrices y proveedores de comida. Los rotíferos son muy eficientes para consumir bacterias y pequeñas partículas de materia orgánica dispersa y floculante. Su presencia es señal de un adecuado funcionamiento de un proceso de purificación aerobio.

1.3.3.4 Procesos aerobios

Requieren oxígeno disuelto para mineralizar los compuestos, actuando como receptor final de electrones.

La reacción principal que se presenta en estos biorreactores es:



Hoy en día, los procesos anaerobios son los de mayor extensión en lo que a aplicaciones industriales se refiere, en ellos un 55-70% de la energía del sustrato es aprovechada en la producción de nuevos microorganismos y el resto para las funciones metabólicas y/o disipada en forma de calor. Las ventajas de estos sistemas son:

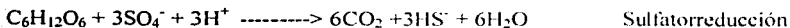
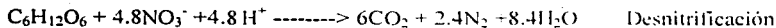
- Velocidades de reacción elevadas
- Alta remoción de DQO

Y desventajas tales como:

- Elevada producción de lodos (5 veces mayor a los procesos anaerobios)
- Se necesita sistemas de tratamiento y disposición de lodos de purga
- Consumo de energía mayor al proceso anaerobio por el suministro de aire

1.3.3.5 Procesos anaerobios

Se llevan a cabo en ausencia de oxígeno, en este caso, otros compuestos oxidados como nitratos, sulfatos o CO_2 , actúan como aceptores finales de electrones. Así se tienen 3 vías principales de degradación:



En todo tipo de tratamiento la vía de degradación dependerá de la composición del sustrato, de las condiciones de operación de los biorreactores y las características deseables para el agua tratada.

En los procesos anaerobios el 90% de la energía contenida en los compuestos contaminantes es convertida en biogás (CH_4 y CO_2) y el 10% restante se orienta a la

generación de nuevos microorganismos. Esto es conveniente desde el punto de vista económico evitando el tratar grandes volúmenes de lodos para su disposición final. Los principales tipos de reactores biológicos se presentan en la tabla 1-6.

Además de la baja producción de biomasa y la generación de metano (combustible), los biorreactores anaerobios tienen otras ventajas como:

- Costos de operación bajos
- Conservación de actividad metabólica en largos periodos de ayuno
- Formación de agregados celulares y/o biopelículas
- Bajos requerimientos de nutrientes
- Soportan altas concentraciones de materia orgánica

Y desventajas como:

- Tiempos de reacción largos, respecto a los reactores acrobios
- Alta demanda de oxígeno de los lodos finales.
- La biomasa de purga tiene compuestos orgánicos remanentes
- Conocimiento muy limitado de los fundamentos

Tabla 1-6: Principales tipos de sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales.

Biomasa suspendida	<i>Aerobios</i>	Lodos activados Lagunas aireadas Lagunas de oxidación de alta tasa Nitrificación
	<i>Anóxicos</i>	Tipo de lodos activados Reactor de lecho ascendente
	<i>Anaerobio</i>	Digestor de alta tasa Contacto anaerobio Reactor de lecho de lodos con flujo ascendente
Biomasa fija	<i>Aerobios</i>	Filtro percolador Disco biológico rotatorio Filtro sumergido Lecho fluidificado
	<i>Anóxicos</i>	Filtro anaerobio Disco biológico rotatorio sumergido Lecho fluidizado
	<i>Anaerobio</i>	Filtro anaerobio Disco biológico rotatorio sumergido Laguna anaerobia Lecho fluidificado
	<i>Combinado</i>	Uso del suelo como método de tratamiento Reactores SBR

1.3.3.6 Procesos combinados

En este tipo de procesos de reciente aplicación hay poblaciones mixtas de microorganismos anaerobios, aerobios y facultativos, los cuales cumplen con su función

de biodegradar los compuestos en el agua tanto en condiciones aerobias como anaerobias. Generalmente este tipo de tratamientos se aplican a aguas residuales con altas concentraciones de materia orgánica. Los efluentes tratados por vía anaerobia requieren de un postratamiento porque conservan un poco de materia orgánica y no contienen oxígeno disuelto, en la mayoría de los casos, el postratamiento será aerobio.

Un proceso combinado, en el cual se tiene una primera etapa anaerobia "larga" seguida de un periodo de aireación de duración menor, es altamente efectivo en la remoción de contaminantes, capaz de continuar degradando posibles metabolitos que inhibirían a las poblaciones estrictamente aerobias o anaerobias, elimina los postratamientos de los procesos anaerobios, tiene velocidades de remoción mejores, hay generación de metano en la primera etapa que se puede aprovechar como combustible se favorece la formación de consorcios de microorganismos más resistentes a variaciones en las condiciones de operación y los costos de operación y mantenimiento son menores que los de un tratamiento totalmente aerobio (Melgoza y Buitrón, 2001).

Todo lo anterior arroja a los procesos combinados como la opción técnico-económica mas apropiada para efluentes de altas concentraciones, presencia de compuestos recalcitrantes y condiciones de descarga estrictas.

Los procesos biológicos pueden dividirse según la forma en que se encuentra la biomasa en el reactor pudiendo ser de biomasa suspendida y biomasa fija o de biopelícula.

Por la forma en que se encuentran los microorganismos los reactores se clasifican en:

1.3.3.7 Sistemas de biomasa suspendida

En estos procesos, los microorganismos se encuentran en suspensión, ya sea aislados o formando aglomerados de bacterias en un licor formado por materia orgánica, nutrientes y

oxígeno disuelto, el cual es continuamente aireado o mezclado generalmente mediante dispositivos mecánicos o difusores.

La biomasa entra en contacto con el oxígeno, los nutrientes y la materia orgánica degradándola a CO_2 y H_2O en el caso ideal, los cuales permanecerán remanentes en el agua.

El tanque de aireación, en el cual se lleva a acabo la degradación es seguido por un tanque clarificador donde los microorganismos en suspensión son removidos del agua tratada. La cual, según sea el caso, estará lista para su reuso o para un posterior tratamiento terciario destinado a remover residuos de compuestos inorgánicos y orgánicos.

Una porción de la biomasa removida del agua es reenviada al tanque de aireación y el resto es desechada o tratada. Esto tiene una finalidad, que es mantener a la población presente en el bioreactor "joven" y en óptima capacidad de degradación y purgar el exceso de biomasa formada, en especial en los sistemas aerobios. Por otro lado, el reciclar cierta cantidad de biomasa del tanque de aireación, a pesar de aumentar el tiempo de retención celular provee al sistema de unidades aclimatadas al efluente a tratar mejorando la eficiencia del proceso.

La biomasa se adapta naturalmente a las aguas residuales a las que se les expone, siendo forzadas a emplear los contaminantes como alimento una vez que el sustrato original escasea, en un sistema de lodos activados están presentes una gran variedad de microorganismos diferentes, pero ante diferentes tipos de efluentes industriales unos tendrán una tasa de crecimiento menor o incluso sus funciones metabólicas y reproductivas se pueden interrumpir por completo, esto aunado a tiempos de retención celular pequeños los elimina definitivamente del bioreactor o los mantiene con un porcentaje de población mínimo.

Después de la formación de un consorcio variado y estable de microorganismos el proceso por lodos activados es autosustentable siempre y cuando se le adicionen materia orgánica, oxígeno y ciertos nutrientes de los que pueden carecer las aguas residuales industriales como nitrógeno y fósforo.

El tratamiento de corrientes residuales con altas concentraciones generará una gran cantidad de biomasa que deberá ser tratada adecuadamente y viceversa.

La biomasa puede adsorber en su superficie compuestos orgánicos o inorgánicos, si el compuesto es biodegradable será biotransformado posteriormente, en caso contrario, será removido del sistema junto con la biomasa al purgar los lodos.

Muchas plantas de lodos activados poseen sistemas de separación de grasas y aceites previos al tratamiento biológico para prevenir la formación de películas en la superficie que obstaculizan la transferencia del oxígeno para que las bacterias funcionen y se disminuya la eficiencia del sistema.

La presencia de altas concentraciones de metales pesados es también un problema, pueden precipitar y acumularse en los reactores provocando la inhibición de la biomasa.

La figura 1-2 presenta un sistema típico de tratamiento por biomasa suspendida.

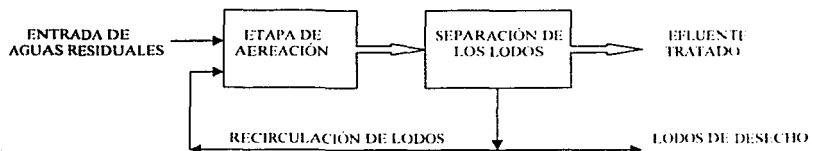


Fig. 1-2: Sistema típico de tratamiento por biomasa suspendida.

1.3.3.8 Sistemas con biopelícula

En los sistemas de biopelícula, los microorganismos no flotan libremente en el agua, sino que crecen adheridos a soportes adecuados para su colonización. La biomasa toma los nutrientes, oxígeno y compuestos xenobióticos que les servirán de alimento del agua que pasa a través del biofilm. Ciertos compuestos, al igual que en el caso de los lodos activados pueden ser absorbidos por la capa de bacterias y removidos de esta manera del efluente.

Los procesos biológicos de película fija son más eficientes para degradar compuestos xenobióticos que los procesos con biomasa suspendida. Los sistemas de biopelícula tienen varias ventajas, incluyendo la capacidad de contar con una población microbiana muy variada, a distintas profundidades de la biopelícula. La formación de la película de microorganismos se puede realizar casi en cualquier superficie. El desarrollo de ésta se realiza en los siguientes pasos: 1) transporte de células al soporte, 2) adsorción de los microorganismos al soporte, 3) adhesión de la biomasa y 4) reproducción de las células y formación de las capas de la biopelícula.

En un proceso anaerobio/aerobio, la formación de la biopelícula favorece la presencia en el biofiltro de microorganismos anaerobios (se localizan en las partes más internas de la biopelícula), aerobios y facultativos radican principalmente en las capas superficiales de la biopelícula, por otro lado, este sistema genera la estratificación de la concentración del tóxico a lo ancho de la biopelícula adherida al soporte, por lo que soporta mejor que los sistemas de biomasa suspendida los cambios bruscos de concentración en el influente al reactor.

1.4 Reactores Discontinuos Secuenciados SBR (Secuencing Batch Reactors)

El sistema SBR es un proceso formado por una comunidad microbiana (biomasa) ya sea suspendida o soportada en un empaque adecuado para permitir su colonización y un buen desarrollo de la película de biomasa; que opera en forma discontinua y secuenciada. Su forma de operación se basa en un proceso "batch" y consta de 5 etapas básicas: llenado, reacción, sedimentación, decantación y tiempo muerto.

El sistema SBR al someter a los microorganismos a múltiples ciclos de operación los obliga a soportar un amplio rango de condiciones, pudiendo además, controlar volúmenes de intercambio y tiempos de reacción con el fin de ayudar a la biomasa a tolerar influentes con concentraciones cada vez mayores a medida que las rutas metabólicas deseadas son inducidas en la biomasa. Al alimentar el reactor se adiciona un cosustrato fácilmente degradable el cual es consumido inmediatamente, una vez agotado los microorganismos se ven forzados a emplear como "alimento" los compuestos xenobióticos de interés presentes en el agua residual, seleccionando de esta manera los individuos que son capaces de metabolizar estos compuestos.

1.4.1 Secuencias de operación del sistema SBR.

LLENADO: En esta etapa se adiciona al biofiltro el sustrato (agua residual) y los nutrientes.

REACCION: En esta fase se completan las reacciones iniciadas en el llenado, esta es la etapa de reacción mas larga, por lo general esta etapa represente el 60-70% del tiempo total de reacción.

SEDIMENTACIÓN: Al término de la reacción se separa la biomasa por sedimentación del licor tratado.

VACIADO: En esta etapa se descarga el agua clarificada del biofiltro

TIEMPO MUERTO: En el caso de baterías de reactores en serie este periodo permite ajustar los tiempos de reacción de los reactores o prolongarlo con el fin de obtener las condiciones deseadas a la descarga.

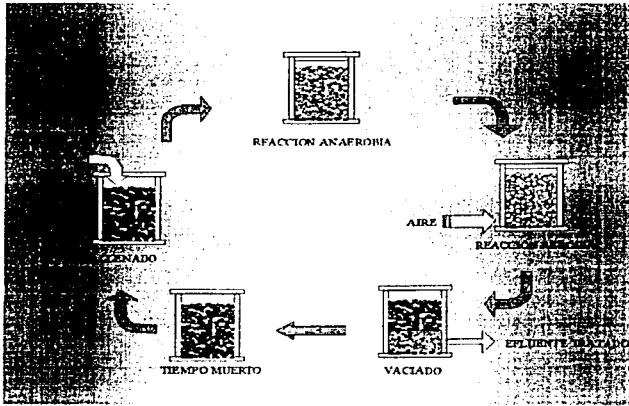


Fig 1-3: Secuencias de operación de un reactor SBR

1.4.2 Ventajas del sistema SBR.

Los sistemas SBR presentan múltiples ventajas sobre los sistemas convencionales (contínuos), algunas de ellas son:

Este tipo de reactores presenta una gran flexibilidad en su operación, pudiendo modificar tiempos de reacción y volúmenes de intercambio, para con ello tratar de minimizar los efectos de posibles perturbaciones que ingresen al sistema, como picos de concentración, divergencias en la composición del efluente; además de proporcionar al efluente el tiempo de reacción necesario, tanto anaerobio como aerobio.

El sistema SBR por biomasa fija, favorece el desarrollo de un consorcio de microorganismos seleccionado, estable y con altos rendimientos en la remoción de materia orgánica. Además que la producción de lodos es limitada, por lo cual se evitan problemas de purga y disposición de lodos.

Otra ventaja muy importante es la del ahorro de espacio y gastos de operación, instalación y mantenimiento al emplear un solo tanque para todo el proceso.

1.4.3 Desventajas del sistema SBR

En este tipo de reactores el tiempo de reacción puede variar enormemente dependiendo de las características del influente, por lo que requiere un control constante y metódico, la automatización de estos procesos está aún en investigación

CAPITULO II**METODOLOGIA****2.1 Materiales**

El desarrollo del experimento se llevó a cabo en un reactor de acrílico de 7 l con biomasa fija, empleando como soporte para los microorganismos piedra volcánica (tezontle) cuyo diámetro promedio fue de 3 cm, arrojando un volumen útil de 4.9 l con un volumen de intercambio del 88%. El reactor está provisto con una chaqueta de calentamiento por la cual se hace circular agua caliente para mantener la temperatura en un rango de (27-30 °C).

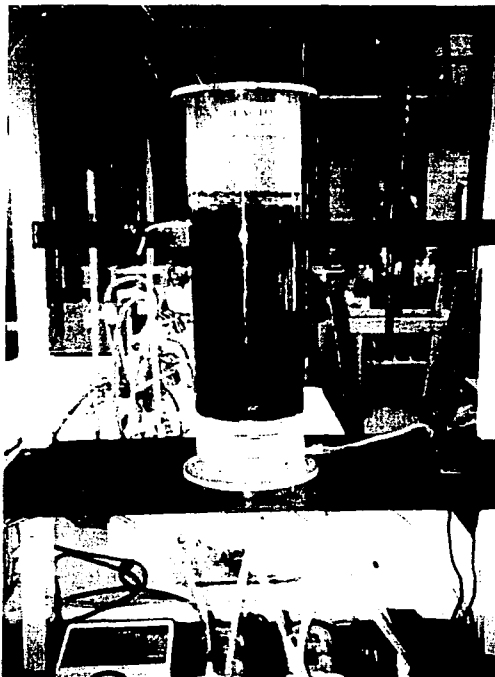


Fig. 2-1 Biorreactor secuenciado anaerobio/aerobio con biomasa fija

En la figura 2-2 se muestra un esquema del reactor empleado en el desarrollo de la experimentación, en ella se muestran sus principales componentes, así como algunos de los dispositivos empleados para obtener parámetros de interés al operar el biofiltro.



Fig. 2-2. Representación esquemática del biofiltro SBR

2.2 Inóculo

El reactor fue inoculado con lodos activados provenientes del tanque de aireación de una planta de tratamiento de aguas municipales ubicada en Cerro de la Estrella en Iztapalapa.

El lodo empleado como inóculo tuvo una concentración de SST y SSV de 4910 y 4185 mg/l respectivamente.

2.3 Preparación del influente al reactor

El influente al reactor se preparó con agua residual proveniente de una industria químico-farmacéutica cuya actividad principal es la síntesis de antihelmínticos.

En un inicio, con el fin de llevar a cabo la aclimatación de los microorganismos, se diluyó el agua residual con agua de la llave. Se adicionó ácido propiónico como cosustrato para proporcionar una fuente de carbono a los microorganismos el cual fue removido progresivamente del influente. Durante toda la operación del biofiltro se adicionaron nutrientes, constituidos por sales de fósforo y cloruros (Tabla 2-1).

Tabla 2-1: Soluciones nutritivas para el reactor.

Compuesto	Reactor aerobio mg/l
KH_2PO_4	2550
K_2HPO_4	65.25
$\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	100.2
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	22.5
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	32.4
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.25

La caracterización del agua se realizó mediante parámetros globales, basados en APHA (1992). El muestreo del agua se realizó directamente de las cisternas de contención de los efluentes, en las cuales descargan todas las líneas de producción de la planta. Durante la realización de la experimentación fueron necesarias 2 recolecciones del agua, la caracterización obtenida de ambas se muestra en la Tabla 2-2.

Tabla 2-2: Caracterización del agua residual tratada en el biorreactor.

PARAMETRO	LOTE 1	LOTE 2
DQO	TOTAL	72 200 mg/l
	VOLATIL	43 500 mg/l
SOLIDOS SUSPENDIDOS	TOTALES	430 mg/l
	VOLATILES	200 mg/l
FENOLES	No detectado	10,7 mg/l
AMINAS	No detectado	No detectado
NO_2^-	1,8 mg/l	0,6 mg/l
NO_3^-	20 mg/l	28 mg/l
NH_4^+	605 mg/l	280 mg/l
pH	8,5	4,5
COLOR (Escala Pt-Co)	1400	940

La tabla 2-3 presenta un barrido de metales en el agua residual.

Tabla 2-3 . Resultados de metales en la caracterización del agua residual industrial

METAL	RESULTADO (mg/l)	METAL	RESULTADO (mg/l)
Pb	< 0.05	Mg	4.94
Cd	< 0.05	Ca	273.7
Ni	0.1	Na	133.56
Mn	0.9	Al	< 0.05
Fe	< 0.05	As	< 0.05
Cr	< 0.05	Se	< 0.05
Cu	< 0.05	Hg	< 0.05
Zn	0.1		

2.4 Condiciones particulares de operación del reactor SBR anaerobio/aerobio.

LLENADO: Se adiciona el agua residual más el cosustrato. en esta fase inicia de manera inmediata la fase de reacción anaerobia.

REACCIÓN: La fase de reacción consta de 2 periodos uno inicial anaerobio(el más largo) y una posterior reacción aerobia

SEDIMENTACION: En esta etapa, una vez que se han alcanzado las eficiencias de remoción deseadas. (mayores al 80%), en los biofiltros por biomasa suspendida, existe un periodo de tiempo en el cual se sedimenta la biomasa para posteriormente vaciar agua ya tratada, con el fin de no tener pérdidas significativas de biomasa en el reactor. En el caso de la biomasa fija, con la que se trabajo, esta fase del ciclo puede ser excluida en su totalidad, inmediatamente después del término de la reacción podrá iniciar la fase de vaciado, la biomasa extraída en este proceso solo será aquella que llegue a desprenderse del biofilm, con esto se eliminan microorganismos o muertos que se separen de la película.

VACIADO: Consiste en el desalojo del reactor de cierto porcentaje de agua una vez ya tratada, generalmente de 70-80% del volumen total.

TIEMPO MUERTO: Esta etapa, generalmente empleada cuando existen baterías de reactores en serie, se emplea para ajustar tiempos de reacción entre ellos y así permitir que cada lote de agua que se trate en ellos reciba los tiempos necesarios para un tratamiento eficiente. En el caso del reactor piloto empleado se omite.

2.5 Arranque

Para el arranque del reactor se empleó la estrategia de eficiencias fijas (Melgoza et al. 2000). en la cual, la biomasa se aclimata al tóxico el tiempo necesario para lograr una eficiencia de remoción mayor al 85%. así los tiempos de operación variaron en función de la velocidad de remoción de contaminantes.

La estrategia seguida se muestra en la tabla 2-4.

Tabla 2-4 Estrategia seguida en la operación del biofiltro SBR

PARÁMETRO		VALOR(ES)
Tiempo de llenado (min)		25
Tiempo de reacción (h)	Aerobio	8 - 36
	Anaerobio	3.5 - 12
Tiempo de descarga (min)		5
Flujo de aereación (l/min)		5.7
Volumen de Intercambio		88%
Temperatura		28±2 °C

Una vez preparado el influente al reactor consistente en agua residual, cosustrato (ácido propiónico) y nutrientes, se procedió a empacar el reactor formando camas de tezontle y de biomasa alternadas, de tal manera que la distribución de los microorganismos en el empaque fuera lo más uniforme posible, se emplearon 5.7 l con una concentración de SST de 4910 mg/l y 4185 mg/l de SSV.

La concentración inicial que se alimentó al biorreactor fue de 400 mg/l de DQO_T el 50% de la materia orgánica fue aportada por el agua residual y el 50% restante por el cosustrato.

Una vez que se creó en el reactor una población capaz de degradar el efluente industrial, la aportación del cosustrato se disminuyó del 50 al 30% de aporte en DQO y posteriormente se eliminó totalmente alimentando al biofiltro solo agua residual. Dado que la concentración del agua residual es extremadamente elevada para ser soportada por los microorganismos se adoptó una estrategia nueva para controlar la concentración dentro del reactor; se modificó el volumen de intercambio, logrando con ello una dilución del influente y manteniendo una concentración dentro del reactor de 3.5 g/l DQO_T máximo.

Una vez lograda la remoción del 90% de la DQO inicial de 400 mg/l, se procedió a incrementar la concentración del influente al reactor a 800, 2000, 4000, 8000 y 16000 mg/l de DQO. El parámetro de control principal del experimento fue la DQO_T y sus eficiencias de remoción.

2.6 Operación

después de la alimentación se operó el biofiltro con un ciclo de 12 horas totales distribuidas de la siguiente manera.

Duración del ciclo	12 h
Duración etapa anaerobia	8 h
Duración etapa aerobia	3 ½ h
Carga y descarga del reactor	½ h

Dado la naturaleza de las estrategias de arranque y operación del biofiltro los tiempos anteriores estuvieron sujetos a cambios drásticos y constantes a fin de reducir los tiempos una vez que la biomasa lograra velocidades de reacción mayores y se adaptara a las nuevas concentraciones dentro del reactor al incrementar la concentración del influente.

Los incrementos de concentración se realizaron una vez que el reactor logró la eficiencia de remoción deseada y se observaron al menos 3 ciclos con las mismas condiciones

finales, lo cual quiere decir que la biopelícula no puede remover mas materia orgánica o que el tiempo para reducir aun mas la DQO es tan prolongado que resulta inoperante. En estos momentos se realizaron cinéticas de operación tomando muestras del reactor a intervalos de una hora, desde el inicio del ciclo hasta el final del mismo y realizándoles los análisis correspondientes, antes de modificar las condiciones de operación

Al aproximarnos a la máxima concentración que el biorreactor puede soportar se eliminó paulatinamente el cosustrato del influente así, la única fuente de carbono disponible fue la materia orgánica del agua residual.

Al llegar a la concentración máxima alimentando exclusivamente agua residual, se adoptó una nueva estrategia de control que consiste en variar el volumen de intercambio del reactor, pudiendo incrementar la concentración del influente eliminando de esta forma la dilución previa con agua fresca del efluente industrial el porcentaje de descarga se redujo en esta etapa de 22 a 16 %.

Al lograr llevar el reactor a la máxima concentración de entrada, se realizaron pruebas de toxicidad por Microtox (NMX-AA-1995-SCFI) ya que además de la remoción de materia orgánica el otro objetivo principal del tratamiento es eliminar o reducir la toxicidad del agua residual.

2.6.1 PARÁMETROS DE OPERACIÓN Y CONTROL

Como indicadores del funcionamiento, operación y control del biorreactor se analizaron, en la carga, a intervalos regulares en la etapa anaerobia y aerobia, al momento de transición entre ambas etapas y al final del ciclo los siguientes parámetros :
Temperatura, pH, color, DQO y potencial redox.

En las cinéticas, se agregan a estos parámetros mediciones de $N-NO_2$, $N-NO_3$, $N-NH_3$ y análisis por cromatografía para dar seguimiento al compuesto modelo en el agua residual (orto-nitroanilina).

Por tratarse de un biofiltro SBR, la pérdida de biomasa en la descarga del reactor no fue motivo de preocupación, manteniendo una población estable de microorganismos. Con esto se eliminó totalmente el tiempo muerto del ciclo, iniciando la descarga inmediatamente después de concluir la aereación.

2.6.2 Técnicas analíticas

2.6.2.1 pH, potencial REDOX, IVL (índice volumétrico de lodos), SSV (sólidos suspendidos volátiles) y SST (sólidos suspendidos totales).

Para la determinación de estos 4 parámetros se emplearon los métodos normalizados descritos en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, 1992*.

2.6.2.2 Nitrógeno de nitratos $N-NO_3$

Este parámetro se determinó por Método Estandarizado 355 Hach. En el se toman 25 ml de muestra a la que se adiciona un sobre de NitraVer 5 (*Nitrate Reagent Powder Pillow*) agitando 5 minutos; se efectúa la medición empleando como blanco agua destilada

2.6.2.3 Nitrógeno de nitritos $N-NO_2$

Este parámetro se determinó por medio colorimétrico, el nitrito se determina por la formación de un colorante azo color púrpura rojizo, producido a pH 2 a 2.5 por acoplamiento de silfanilamida diazotizada con diclorhidrato de N-(1-naftil)-etilendiamina, el método normalizado empleado es el Método 371 Hach. En el se toman 25 ml de

muestra a la que se adiciona un sobre de NitriVer 3 (*Nitrite Reagent Powder Pillow*) agitando 5 minutos; se efectúa la medición empleando como blanco agua destilada.

2.6.2.4 Nitrógeno amoniacal N-NH₃

Este parámetro se determino por el método de Nesslerización directo, a la muestra se le agrega inicialmente una solución de sulfato de zinc para precipitar Ca, Fe, Mn y sulfuros, eliminación de materia en suspensión y coloreada, posteriormente una solución de EDTA que inhibe la precipitación de los iones residuales de Ca y Mn al adicionar el reactivo de Nessler (alcalino); por último se agrega el reactivo de Nessler. La coloración gradual del amarillo al pardo al reaccionar el amoniaco y el R Nessler adquiere gran absorbancia a longitudes de onda que van desde 400 a 500 nm. El método 380 Hach fue el empleado. En el se toman 25 ml de muestra se agregan 3 gotas de solución de sulfato de zinc, 3 gotas de solución de EDTA y 1 ml de reactivo de Nessler, se agita por un minuto y se efectúa la medición empleando agua destilada como blanco.

2.6.2.5 DQO

Para la determinación de la DQO se tomaron 5 ml de muestra filtrada para evitar presencia de biomasa que alterara los resultados. En un tubo vial se adicionó 1 ml de reactivo de digestión y 2 ml de reactivo de H₂SO₄, se mezclaron y se agregaron 2 ml de la muestra filtrada. Posteriormente se llevó a cabo la digestión de la muestra en el Horno Hach, precalentado a 150⁰ C durante 2 horas, una vez transcurrida la digestión, se dejó enfriar a temperatura ambiente las muestras a 40⁰ C y se leyó la concentración del a muestra perfectamente homogénea mediante el método normalizado 435 de HACH, arrojando el resultado en mg/l de DQO.

El análisis se realizó por triplicado, empleando como blanco agua destilada.

2.6.2.6 Color

Siendo el amarillo el color característico del agua residual, la evaluación de este parámetro se hizo mediante el método colorimétrico normalizado de HACH 120 cuya base es la absorbancia de las diferentes muestras a la longitud de onda dominante dependiendo del color del efluente, en este caso, al ser amarillo el color la longitud de onda empleada es el método 120 HACH utiliza emplea la escala Pt-Co como estándar de color.

2.7 Cromatografía

Se determinó la o-nitroanilina (ONA) como compuesto modelo del agua residual por medio de cromatografía líquida de alta presión (HPLC) mediante un cromatógrafo Hewlett Packard serie 1100. Se utilizó una columna de fase inversa Spherisorb C18 OD52.

La detección se realizó con un equipo de arreglo de diodos UV-visible: La fase eluyente, isocrática estuvo constituida por una mezcla de metanol/agua/buffer de fosfatos (pH 7) en relación 60/37/1. El análisis se realizó a 40 °C. El volumen inyectado fue de 30 µl. El pico de la ONA se obtuvo a los 6.1 min.

2.8 Frecuencia de muestreo

Para el pH, color, DQO, potencial REDOX, temperatura y cromatografía la frecuencia fue diario. En el caso del nitrógeno (de nitratos, de nitritos y amoniacal), la frecuencia de muestreo se limitó a las cinéticas completas del biorreactor.

Debido a que la pérdida de biomasa fue insignificante en el biofiltro, la medición de biomasa presente en el reactor se realizó a intervalos de un mes.

2.9 Conservación de muestras

Las muestras de cromatografía, ya filtradas se conservaron añadiendo una gota de ácido fosfórico (H_3PO_4)

Las muestras de DQO previamente filtradas se preservaron a $\text{pH} < 2$ unidades agregando ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4).

Toda muestra a analizar se mantuvo en refrigeración.

CAPITULO 3

RESULTADOS

El reactor SBR operó a temperatura controlada de 29 ± 2 °C por 173 días en los cuales se completaron 200 ciclos cuyos tiempos de reacción global oscilaron entre 12 y 48 horas. el periodo anaerobio tuvo tiempos de reacción de 8 a 36 horas y la etapa aerobia de 3.5 a 12 horas.

3.1 Comportamiento de los parámetros de control

3.1.1 Potencial de óxido-reducción (ORP)

El comportamiento del potencial de óxido-reducción es de vital importancia para el adecuado funcionamiento de la población anaerobia del biorreactor. dándose las condiciones reductoras a valores inferiores a -250 mV, esta marca se logró en el biofiltro aproximadamente a una hora de operación en etapa anaerobia. una vez que todo el oxígeno disuelto presente en el influente fue consumido por las bacterias. Al final del ciclo anaerobio los valores de ORP llegaron a -390 mV, con lo cual se tienen condiciones reductoras rigurosas cuyo valor de ORP debe ser mínimo de -330 mV (equivalente a una molécula de O_2 en 10^{56} litros de agua).

Al iniciar la etapa aerobia, la concentración de oxígeno se incrementa rápidamente, recuperándose el potencial ORP inicial dentro del reactor en cuestión de minutos como muestra la figura 3.2. En ella se puede apreciar el rápido decremento del ORP causado por la disminución súbita del oxígeno disuelto al ser consumido por las bacterias. En todos los ciclos el comportamiento de éste parámetro de control fue muy similar.

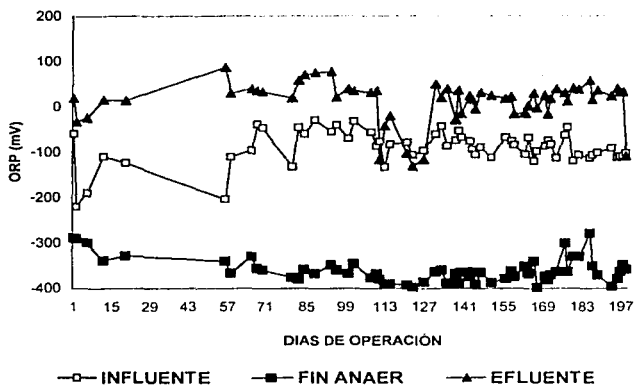


Fig 3-1 Comportamiento del ORP al inicio de cada uno de los ciclos, fin de etapa anaerobia y en el efluente

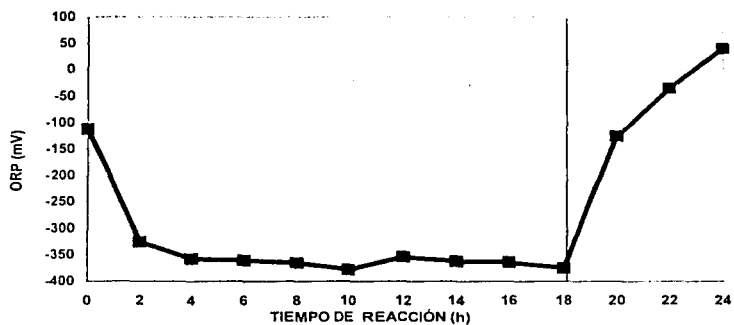


Fig. 3-2 Comportamiento del potencial óxido reducción (ORP) a lo largo del ciclo 1-6

3.1.2 pH

El control del pH dentro del reactor en el intervalo de 6 a 8.5 unidades de pH, considerado como óptimo (Belhateche, 1995) favorecerá el desarrollo y adecuado funcionamiento de la biomasa presente en el empaque; además de la generación de nuevos metabolitos que involucren a los compuestos xenobióticos en el efluente.

Las aguas residuales de las industrias farmacéuticas de síntesis orgánica presentan por lo general pH ácido variando en un rango de 3 a 5.5 unidades de pH, por lo que es necesario neutralizar el agua como un pretratamiento para posteriormente adicionarla al biorreactor.

El comportamiento del pH a lo largo de la operación del reactor, en el influente y al final de cada etapa se aprecia en la figura 3-3.

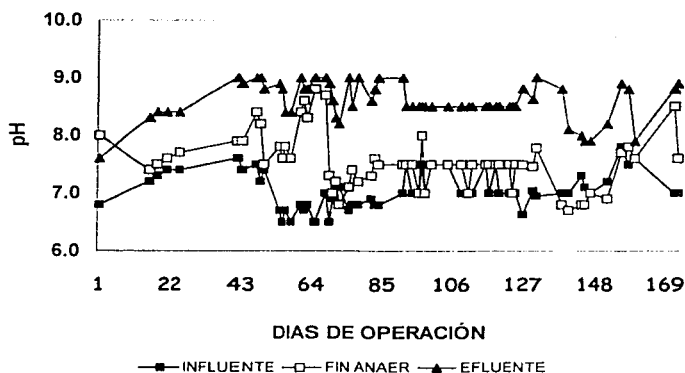


Fig. 3-3 Comportamiento del pH al inicio de cada ciclo, al final de la etapa anaerobia y en el efluente

Ya que el agua residual se neutralizó, al inicio de cada ciclo el pH registrado dentro del reactor osciló entre 6.5 y 7.5 unidades de pH. Durante la etapa anaerobia ocurren diversos

procesos por lo cual los valores de pH al final de la etapa anaerobia se incrementan ligeramente (aproximadamente $\frac{1}{2}$ unidad de pH).

La alcalinidad, que fue de 35 mg/l de CaCO_3 (promedio) actuó como buffer impidiendo la acidificación del reactor por la generación de ácidos grasos volátiles por medio de bacterias fermentadoras. En el proceso anaerobio también existe la generación de CO_2 por bacterias metanogénicas una vez alcanzadas las condiciones anaerobias estrictas. Este CO_2 se encuentra en equilibrio entre la fase gaseosa y líquida en forma de CO_3^{2-} , HCO_3^- , H_2CO_3 o como CO_2 disuelto: entonces la alcalinidad presente en el efluente y la contribución por formación de CO_2 incrementan la capacidad amortiguadora del sistema evitando la acidificación.

Así mientras mayor sea la alcalinidad, se podrá mantener con mayor facilidad un pH a pesar de la constante generación de ácidos grasos volátiles (Saval y Noyola, 1992). Por estas razones al final de la etapa anaerobia se observa solo un ligero incremento del pH. En lo que respecta a la etapa aerobia, el pH se dispara a valores de hasta 9 unidades, un seguimiento de la evolución del pH dentro del reactor durante un ciclo completo se puede apreciar en la figura 3-4.

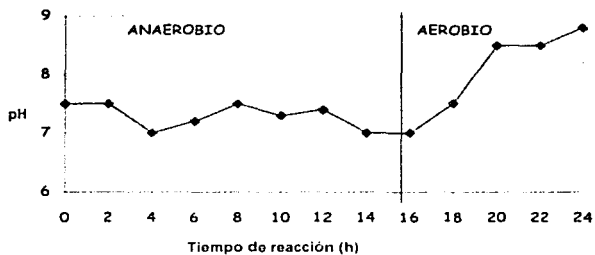


Fig. 3-4 Comportamiento del pH a lo largo del ciclo 146

3.1.3 Color

La medición de color en el experimento sirvió como un parámetro para observar la remoción del compuesto modelo del agua residual (2.8), la o-nitroanilina presentó un color amarillo. Durante los primeros ciclos (hasta el ciclo 80), la eficiencia de remoción de color fue prácticamente imposible de medir debido a las que diluciones hechas antes del tratamiento fueron altas.

A partir del ciclo 111 (día 70) en el cual se aumentó la concentración a la alimentación de 2000 a 4000 mg/l de DQOt en el influente a reactor, motivo por el cual en la figura 3-5 apreciar una efectiva reducción en el color por la acción de los microorganismos.

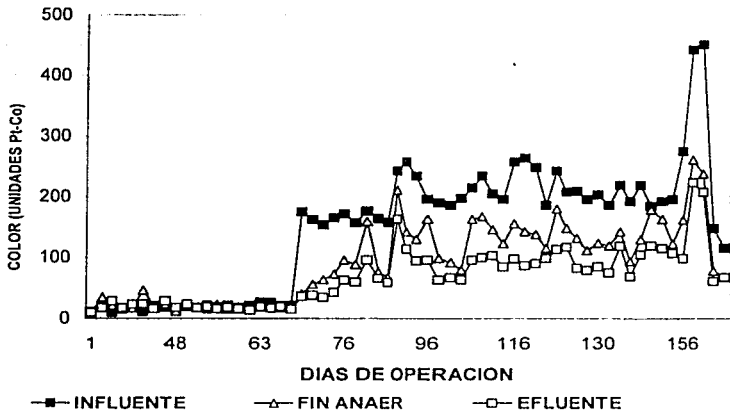


Fig. 3-5 Comportamiento del color a diferentes ciclos de operación del reactor. Las mediciones se realizaron al inicio de l ciclo y al final de cada etapa

En la Figura 3-6 se observan 2 muestras del efluente residual industrial; la de la izquierda es el efluente tal y como entra al reactor y la muestra a la derecha de la página es el efluente del ciclo 146. Aunque el color no se elimina totalmente, es notable la reducción de éste al final del tratamiento biológico aplicado. Eliminando en promedio un 60% del color.

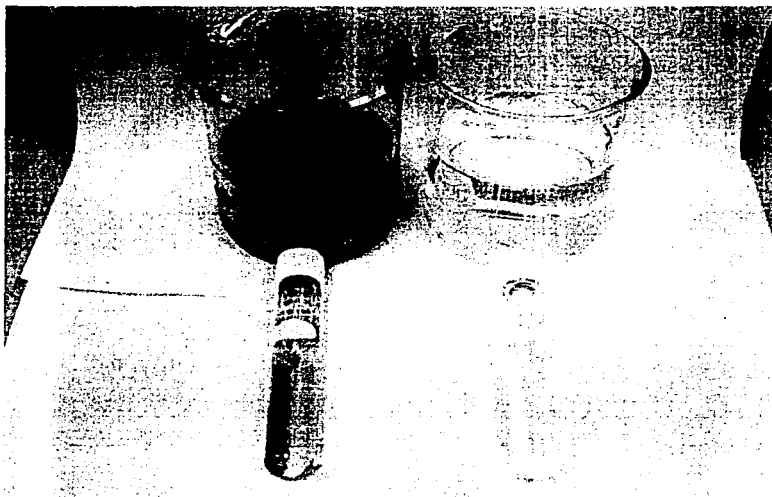


Fig. 3-6 Agua residual antes y después del tratamiento por el biofiltro SBR anaerobio/aerobio

3.1.4 Biomasa dentro del biofiltro

Como inóculo se empleó un consorcio mixto de microorganismos proveniente de una planta tratadora de aguas residuales municipales. Debido a que el reactor fue del tipo empacado, la biomasa inoculada se fijó al soporte de manera satisfactoria, dando como resultado una población de microorganismos estable a lo largo del tiempo de operación del

bioreactor, soportando muy bien los cambios en las condiciones de operación impuestos por la estrategia de operación del reactor.

Los reactores de biomasa suspendida necesitan una etapa de reposo al término de la reacción aerobia para que la biomasa en suspensión sedimente y se eviten pérdidas excesivas al descargar el reactor, en cambio. En los biofiltros empacados se omite la etapa anterior ya que la biomasa que se encuentra en suspensión se desprende del soporte y es en su gran mayoría microorganismos inactivos y/o muertos: así al descargar inmediatamente el reactor al término de la etapa aerobia se eliminó con el efluente esta biomasa inerte. Durante el periodo de operación de biofiltro se realizaron 4 mediciones de la biomasa dentro del reactor como mg se SSV/Kg de empaque (el reactor contó con 4 Kg de empaque) arrojando los resultados de la tabla 3-1

Tabla 3-1: Mediciones de biomasa dentro del reactor.

Fecha de medición	mg de biomasa/Kg de soporte
30 abril 2001	11.5
25 mayo 2001	10.7
13 julio 2001	12.2
22 agosto 2001	10.7

Como se aprecia en los resultados de la tabla la población bacteriana dentro del reactor permaneció estable manteniéndose en un promedio de 11.2 mg/Kg de soporte. esto nos indica un adecuado desarrollo de la comunidad y que la velocidad promedio de muerte y desecho de células a lo largo de la operación del biofiltro es equivalente a la velocidad promedio de generación de nuevos organismos.

3.1.5 Monitoreo de gases en el reactor

A lo largo de 3 ciclos independientes del reactor se realizó un análisis cuantitativo y cualitativo del biogás desprendido durante la fase de operación anaerobia, el gas se capturó

por medio de una probeta invertida como trampa de agua y los fluidos colectados se procesaron por cromatografía de gases para dar seguimiento a la formación de metano.

Otro compuesto muy común en sistemas de tratamiento es el sulfuro de hidrógeno (H_2S), se forma por la degradación de proteínas y por la reducción de sulfatos y sulfitos.

En especial el H_2S es un compuesto muy tóxico para los microorganismos metanogénicos, concentraciones de hasta 100 mg de H_2S/l inhiben fuertemente la producción de metano. A pH neutro la fracción no ionizada es muy grande, esto resulta en que el H_2S pueda salir fácilmente de la solución si hay una buena producción de biogás. Del biofiltro empleado emanó un penetrante olor característico de los sulfuros, lo cual demuestra que la producción de biogás fue buena al expulsar de la solución el H_2S no ionizado. En la tabla 3-2 se presentan los resultados obtenidos de las mediciones del metano presente en el biogás obtenido en la etapa anaerobia de los ciclos 121, 196 y 144.

Tabla 3-2: Monitoreo de biogás en el reactor

Ciclo	Duración de reacción anaerobia (h)	Volumen de biogás obtenido (ml)	Moles de metano formados ($\times 10^6$)	Rendimiento de metano (l metano/g DQO removida)
121	8	315	8.2058	0.0579
146	18	910	8.8233	0.0958
194	18	1030	9.0975	0.1934

Aunque la actividad metanogénica de las bacterias presentes en el biofiltro fue a la alza conforme pasaban los días de operación, solo se logro obtener valores relativamente pequeños de rendimiento de metano, siendo que el valor promedio para este factor es de 0.35 l CH_4 /g DQO removida.

3.1.6 N-NH₃, N-NO₂ y N-NO₃

Los compuestos de nitrógeno se encuentran entre los principales contaminantes del agua. el amoniaco tiene una alta demanda de oxígeno, interfiere en la cloración y es tóxico a la fauna acuática (Winkler 1997). Los compuestos de nitrógeno se pueden eliminar de las aguas residuales por tratamientos químicos, físicos y biológicos, pero el biológico es el más económico y eficiente al remover dichos contaminantes (Eckenfelder y Argman, 1978).

Durante los ciclos 80, 110, 146 y 194 se analizó el contenido de nitrógeno en sus diferentes formas (nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal).

En la tabla 3-3 se observan los resultados obtenidos en la determinación del nitrógeno en sus diferentes formas para los 4 ciclos anteriormente señalados.

Aunque parte del amoniaco se asimila a la biomasa, el proceso más significativo para su remoción es la nitrificación, la cual suministra la fuente de energía para las bacterias nitrificantes; aunque la nitrificación por sí misma no elimina el amoniaco, solo lo transforma a una forma diferente (nitratos y nitritos).

A su vez los nitratos y nitritos producidos por nitrificación o presentes en el efluente a tratar se pueden eliminar por reducción microbiológica a nitrógeno gaseoso, proceso conocido como desnitrificación y que ocurre bajo condiciones anóxicas.

La nitrificación y desnitrificación biológica sucesivas forman así un mecanismo para la total eliminación de nitrógeno presente en el agua residual en forma de amoniaco, nitratos y nitritos.

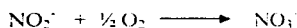
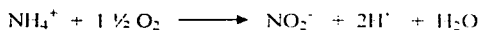
Tabla 3-3: Determinación de nitrógeno en sus diferentes formas.

ciclo	Forma de nitrógeno	Influente (mg/l)	Fin etapa aerobia (mg/l)	Efluente (mg/l)
80	N-NH ₄ ⁺	16.21	24.7	17.2
	N-NO ₃ ⁻	8.2	12.3	9.2
	N-NO ₂ ⁼	0.009	0.005	0.005
N-total		24.42	37.00	26.40
110	N-NH ₄ ⁺	13.63	24.4	17.1
	N-NO ₃ ⁻	8.6	10.8	6.5
	N-NO ₂ ⁼	0.009	0.003	0.004
N-total		22.24	35.2	23.6
146	N-NH ₄ ⁺	15.28	45.75	20.3
	N-NO ₃ ⁻	12.3	10.6	7.8
	N-NO ₂ ⁼	0.014	0.005	0.005
N-total		27.59	56.35	28.1
193	N-NH ₄ ⁺	38.5	60	20.25
	N-NO ₃ ⁻	5.0	8.8	2.0
	N-NO ₂ ⁼	0.088	0.022	0.007
N-total		43.51	68.82	22.26

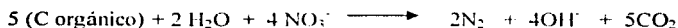
En el biofiltro al inicio se tiene presente en todos los ciclos una gran cantidad de nitrógeno en su forma amoniacal como en nitratos. al iniciar la reacción se llevan a cabo procesos de nitrificación y desnitrificación, lo cual supondría un incremento en la concentración de nitratos y nitritos como sucede en todos los ciclos, sin embargo, la concentración del amoníaco sube igualmente, esto se debe a que en el efluente hay gran cantidad de nitrógeno orgánico disuelto, el cual es asimilado por las bacterias y convertido a amoníaco, éste a su vez es nitrificado simultáneamente, pero la tasa de producción del amoníaco es mayor a la de nitrificación. Por otro lado, dado que la nitrificación produce acidificación del reactor, en caso de que la alcalinidad no fuera la suficiente para soportar estas variaciones en el pH, el grado de acidez puede bajar a niveles en que se detenga por completo la nitrificación provocando acumulación de nitrógeno amoniacal y el envenenamiento del reactor.

Una vez concluida la reacción anaerobia se supone que toda la materia orgánica susceptible de asimilarse y biotransformarse por vía anaerobia lo ha hecho y la concentración de amoníaco no incrementará más, por ello al final del tratamiento, es decir, en el efluente del biofiltro, se obtuvieron concentraciones de amoníaco menores las del final de la reacción anaerobia para todos los ciclos analizados ya que los procesos de nitrificación y desnitrificación continuaron junto con la oxidación del sustrato orgánico por vía aerobia, abatiendo la concentración de los nitrógenos de nitratos, nitritos y amoniacal y disminuyendo aún mas la DQO, dando como resultado un funcionamiento eficiente del biofiltro para la remoción de estos contaminantes. El incremento en la concentración entre un ciclo y otro se debe a aumentos en la carga orgánica manejada por el biorreactor. A continuación se muestran las reacciones químicas involucradas en la remoción de nitrógeno del agua residual:

NITRIFICACIÓN:



DESNITRIFICACIÓN (como oxidación de un sustrato orgánico)



En la desnitrificación, los nitratos se reducen a compuestos gaseosos de nitrógeno, gas nitrógeno, óxidos nitrosos y nítricos. En la forma ideal, el sustrato debe ser un nutriente contaminante presente en las aguas residuales. En aguas donde el contenido de carbono sea muy bajo se puede adicionar un cosustrato fácilmente oxidable para favorecer la

desnitrificación. El metanol es un producto de fácil obtención y económico para este fin y los residuos se eliminan fácilmente por aereación (Bosman y Hnedkicks, 1981).

3.1.7 Espectros

Se tomó como compuesto modelo para darle seguimiento por medio de cromatografía a la *o*-nitroanilina, arrojándolos siguientes resultados:

En la figura 3-7 se observa el espectro de la *o*-nitroanilina obtenido por cromatografía líquida de alta presión (HPLC).

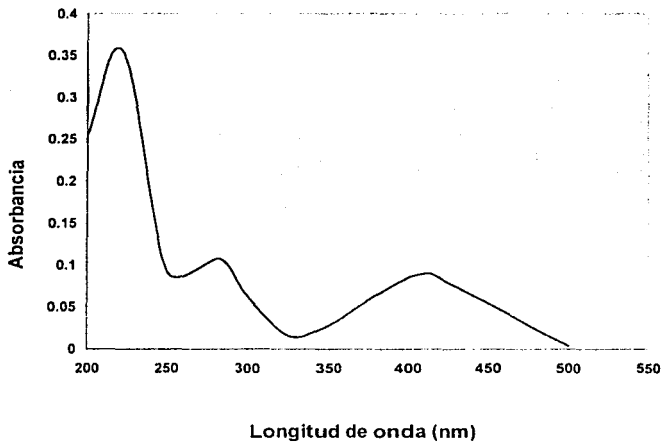


Fig. 3-7: Espectro de una muestra de *o*-nitroanilina en dilución 0.5M

En este espectro se observan máximos de absorbancia a 3 diferentes longitudes de onda (tabla 3-4) comprendidas entre 200 y 600 nm.

Tabla 3-4: Máximos de absorbancia para la o-nitroanilina.

Longitud de onda (nm)	Absorbancia
222	0.354
282	0.108
409	0.089

Con base en estos máximos de absorbancia del compuesto modelo, se le dio seguimiento a lo largo del tratamiento del efluente industrial para comprobar que efectivamente la o-nitroanilina es bio-transformada y en el mejor de los casos mineralizada por los microorganismos presentes en el biofiltro. La figura 3-8 muestra los espectros obtenidos durante el ciclo de operación número 146 a la entrada (influyente), fin de la etapa anaerobia y al fin de la etapa aerobia (efluente).

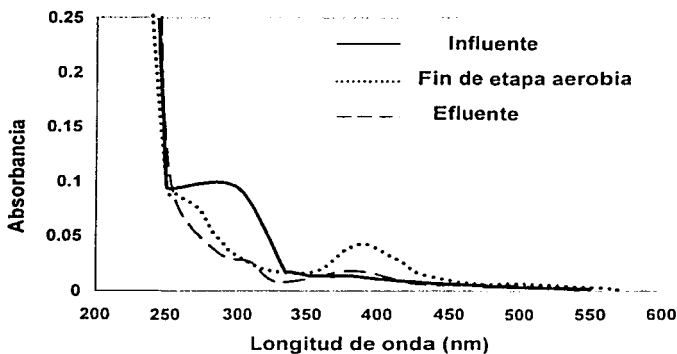


Fig. 3-8: Espectros de absorción para el ciclo 146.

En los espectros obtenidos, el principal pico de absorción de la o-nitroanilina, obtenido a los 222 nm quedó enmascarado por una multitud de picos arrojados por los compuestos

presentes en el agua residual, que en su gran mayoría su máximo de absorbancia se registra a un intervalo comprendido por debajo de 200 nm hasta los 250nm. Sin embargo, se observó en el influente un pico aproximadamente a 290 nm atribuible a la o-nitroanilina con una absorbancia de 0.989.

Al final de la etapa anaerobia se observó una disminución de éste pico, asegurándonos que el compuesto fue removido eficientemente por los microorganismos del reactor, sin embargo, a una longitud de onda de 387 nm se observó la formación de un nuevo pico, presumiblemente atribuible a un compuesto intermediario en la mineralización de la o-nitroanilina (o-diaminobenceno).

En el espectro obtenido para el efluente del biofiltro se observa claramente que ambos picos producidos por el compuesto modelo y su intermediario disminuyeron reafirmando una buena remoción de ambos compuestos por la comunidad bacteriana.

La posible ruta metabólica para la o-nitroanilina es la siguiente:

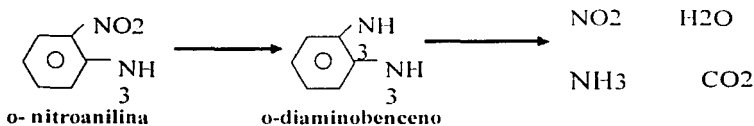


Fig. 3-9: Ruta metabólica de la o-nitroanilina

Basándonos en los espectros obtenidos podemos concluir que el biofiltro remueve eficientemente los compuestos presentes en el agua residual, formando intermediarios en la etapa anaerobia y mineralizando el compuesto en la subsiguiente etapa aerobia.

3.1.8 DQO

La variación de la DQO a lo largo de los días de operación del biofiltro se debió a 2 factores principales: el primero, incrementos debidos a eficiencias de remoción de DQO mayores o iguales al 85% en el ciclo anterior y en segundo lugar decrementos en la DQO en el influente como medida de protección a choques con Δ 's de concentración muy grandes (gráfica 3-10) en donde la eficiencia del sistema bajó drásticamente con un aumento de 2000 mg/l de DQO_t en la alimentación del reactor.

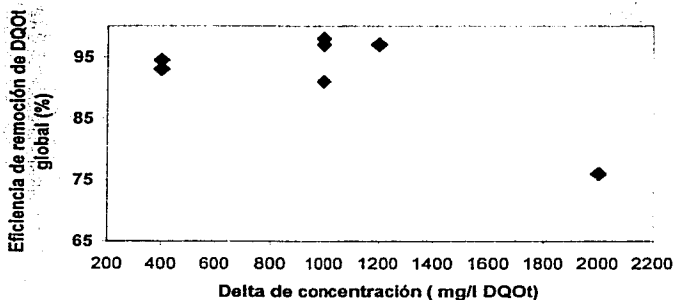


Fig. 3-10: Variación de la eficiencia de remoción con las modificaciones en la concentración de materia orgánica en el influente al reactor

Es importante señalar que desde el ciclo 1 hasta el 151 el 50% de el aporte de la DQO en el influente fue del ácido propiónico (Melgoza y Buitrón 2001) y el resto de agua residual; del ciclo 169 en adelante el 100% de la DQO fue aportada por el agua residual. Tenemos así que durante los primeros 20 ciclos (días) la DQO inicial fue de 400 mg/l, lográndose una

eficiencia de remoción del 94.5% con un tiempo de operación global de 12 horas, 8 anaerobio y 4 aerobio.

Se incrementó la concentración inicial a 800 mg/l logrando una eficiencia de remoción de DQO del 93% en el ciclo 58 con los mismos tiempos de operación que la concentración anterior.

El siguiente incremento fue de 1200 mg/l quedando la concentración inicial en 2000 mg/l de DQO a partir del ciclo 59; en el ciclo 80. la eficiencia de remoción fue de 93%. pero la DQO de salida es de 170 lo cual se consideró alta y se incrementó el tiempo de reacción aerobio a 6 horas; con estas condiciones en el ciclo 94 la DQO al effluente del biofiltro fue de solo 60 mg/l de DQO, se reduce nuevamente la etapa aerobia a 4 horas y en el ciclo 110 (Día 69) la DQO de salida fue de 56 mg/l DQO con una eficiencia de remoción de 97%.

El Δ DQO siguiente fue de 2000 mg/l quedando la concentración de materia orgánica en el influente de 4000 mg/l a partir de ciclo 111 (día 70). conservando las mismas condiciones de operación (8 horas anaerobio y 4 horas aerobio). Hasta el ciclo 121 (día 75) la DQO solo bajó a valores de 913 mg/l con una eficiencia del 76%. se decidió aumentar el tiempo de reacción anaerobia al notar concentraciones dentro del reactor superiores a los 2000 mg/l de materia orgánica al inicio de la etapa aerobia quedando con 12 horas de etapa anaerobia y 4 en la aerobia. además de reducir la concentración de entrada a 3000 mg/l de DQO. decremento que se aprecia notablemente en la gráfica 3-10.

Con las condiciones impuestas desde el ciclo 122 (día 76). 3000 mg/l de DQO inicial y 16 horas por ciclo (12 anaerobio y 4 aerobio) el reactor recuperó su capacidad degradadora después del choque de concentración recibido. hasta que en el ciclo 135 (día 84) la DQO del effluente fue de 93 mg/l. con una eficiencia de remoción del 97%.

En el ciclo 138 (día 91) se incrementó la concentración del influente en 1000 mg/l, quedando en 4000 mg/l y se amplió el ciclo a 24 horas para que la biomasa se aclimatara mejor a la concentración que la inhibió en el incremento de 2000 mg/l de DQO en el ciclo 111. El reactor respondió satisfactoriamente arrojando una eficiencia de remoción de 98% para el ciclo 147 (día 100) con una DQO en el influente de 66 mg/l, quedando el ciclo de esta manera: 18 horas de reacción anaerobia y 6 horas de reacción aerobia.

Para el ciclo 151 (día 105) se incrementa de nuevo la concentración a 5000 mg/l de DDOt y el aporte del cosustrato a la DQO se reduce al 30%, disminuyendo la dilución inicial del agua, conservando la duración de los ciclos de 18 y 6 horas de reacción anaerobia y aerobia respectivamente. En el ciclo 159 (día 112) la DQO en el efluente fue de 486 mg/l de DQOt con una eficiencia de remoción de 90%. a partir del ciclo 160 se adicionará al inicio de la etapa aerobia soluciones de nutrientes y metanol para favorecer el metabolismo y reproducción de la biomasa.

En el ciclo 167 (día 120) la DQO disminuye a 281 mg/l de DQOt con 91% de eficiencia conservando las 24 horas de reacción global. A partir del ciclo 168 (día 121) se elimina totalmente del influente el cosustrato (ácido propiónico).

El ciclo 178 arrojó una DQOt a la salida del reactor de 256 mg/l y una eficiencia de remoción de 91% en 24 horas de operación. El lote 1 de agua residual se agotó. Se reinoculó el biofiltro con 5 l de lodos activados. El ciclo 180 (día 138) fue el primero con el lote 2 de agua residual, operó con 24 horas de reacción global (18 anaerobio y 6 aerobio) y con 5000 mg/l de DQOt inicial. El reactor resintió fuertemente el cambio del lote de agua inhibiéndose la biomasa y reduciendo la eficiencia de remoción de DQO a valores que fueron del 23% en el ciclo 180, hasta valores de 37% en el ciclo 189 (día 147).

Hacia el ciclo 194 con las condiciones de operación anteriores el biofiltro logró reducir la DQO_t a 995 mg/l dando una eficiencia de remoción global de 80%, dado que estas condiciones prevalecieron durante 14 días y la máxima reducción de DQO obtenida fue de 80%, se consideró a la concentración de materia orgánica de 5000 mg/l la máxima que puede soportar el biofiltro trabajando eficientemente.

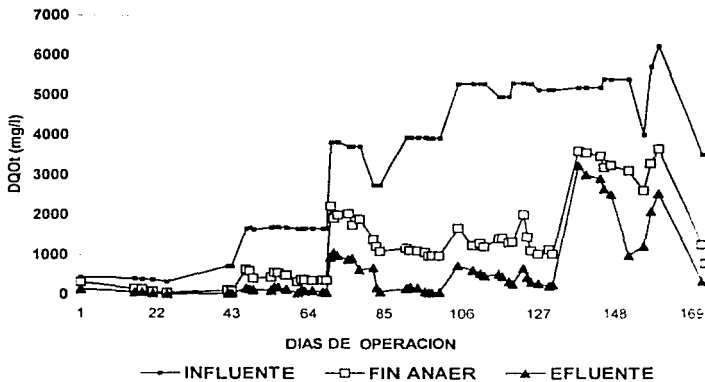


Figura 3-11: Comportamiento de la DQO en diferentes ciclos al inicio y fin de la etapa anaerobia y al final de la etapa aerobia.

En vista que la dilución del agua residual previa para entrar al biofiltro era hasta el ciclo 194 de 1:4 (agua residual:agua cruda) se optó por una nueva estrategia de operación con el fin de que la dilución se eliminara al máximo que consiste en manejar volúmenes de intercambio pequeños ($\pm 20\%$) y alimentar exclusivamente el agua cruda (cuya concentración fue 28 000 mg/l de DQO) solo con los nutrientes para que la dilución se haga con el efluente del ciclo anterior. En ciclo 196 (día 156) la alimentación se hizo con 3000 ml de agua residual del lote 2 aforados 15 000 ml con agua corriente y se fijó el

tiempo de operación del reactor a 24 totales, 36 de reacción anaerobia y 12 de reacción aerobia. la dilución anterior arrojó una DQOt inicial de 4015 mg/l, dando una DQO al final del ciclo de 1220 mg/l, es decir una eficiencia de remoción de 69%.

En el ciclo 197 (día 158) el volumen de intercambio manejado fue del 22% (850 ml), dando una DQOt inicial de 5700 mg/l, al final del ciclo, la DQOt de salida fue de 2087 mg/l con una eficiencia global de remoción de 63%. se decidió disminuir el volumen de intercambio a 16% (600 ml) originando una DQOt inicial de 6200 para el ciclo 198 (día 160), se conservaron las 48 horas de reacción y la DQOt a la salida del biofiltro fue de 2541 mg/l.

Con los resultados anteriores se determinó que la estrategia de operación basada en la variación del volumen de intercambio no fue efectiva, la DQOt del efluente se incrementa ciclo a ciclo y en consecuencia la eficiencia de remoción aumenta, esto debido a la acumulación de compuestos remanentes del tratamiento biológico, los cuales contaminaron cada vez más el biofiltro e inhibieron la biomasa, por lo que se optó dar por concluido el experimento.

Los ciclos 199 y 200 (días 172 y 173) se realizaron para toma de muestras de toxicidad. Las condiciones de operación fueron: DQOt inicial 3000 mg/l, 36 horas de reacción global: 24 anaerobio y 12 aerobio. Dando ambos ciclos eficiencias de remoción de DQOt superiores al 90%.

En la gráfica 3-8 se muestra esquemáticamente la evolución de los ciclos en cuanto a DQO de entrada y la de salida que arrojó el biofiltro, en ella se indica de manera esquemática la eficiencia con la que trabajó el biofiltro a diferentes concentraciones

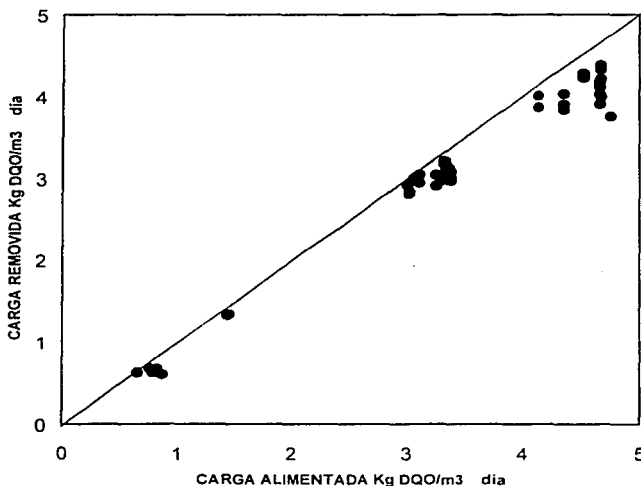


Fig.3-12: Carga orgánica alimentada y removida por el biofiltro.

3.1.9 Carga Orgánica.

La carga orgánica es un parámetro de diseño importante para el biofiltro al escalarlo a nivel industrial, con ella determinamos la capacidad de degradación máxima de los microorganismos expresada como mg de DQO/día removidos. En la figura 3-12 podemos apreciar el comportamiento del biofiltro al manejar diferentes cargas orgánicas: la línea a 45° representa al "reactor ideal" en el cual el 100% de la materia orgánica que entra es removida del efluente por los microorganismos presentes en el reactor. Se observa una tendencia de los puntos a separarse de la línea a medida que la carga orgánica aumenta.

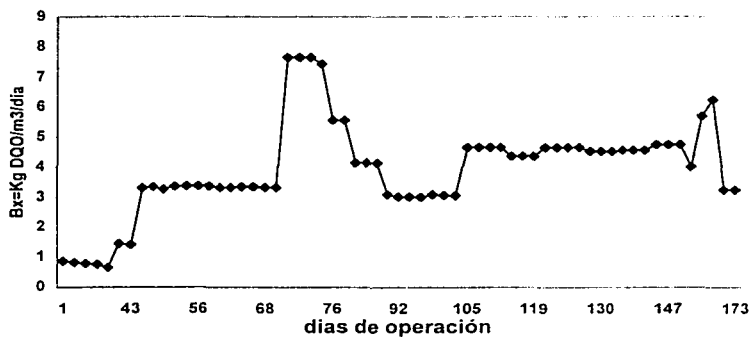


Fig. 3-13 Evolución de la carga orgánica manejada por el biofiltro considerando la aportación del agua residual y el cosustrato

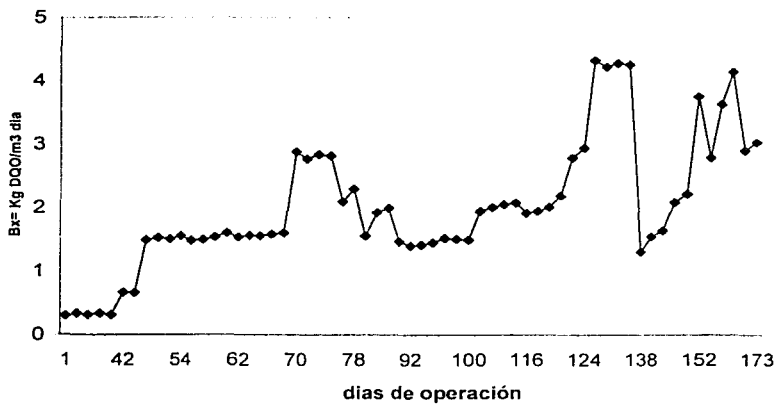


Fig. 3-14: Evolución de la carga orgánica manejada por el biofiltro en cada uno de los ciclos tomando en consideración únicamente el aporte del agua residual industrial sin el cosustrato

Esta tendencia es lógica si se toma en cuenta que el influente esta más concentrado y al termino del ciclo existirán más compuestos remanentes que inhiban a la biomasa y que aumenten la toxicidad del efluente. Así a medida de que la eficiencia de remoción disminuya, la toxicidad del agua después del tratamiento será mayor, pudiendo inclusive superar a la del agua residual industrial original.

En la figura 3-13 se aprecia claramente que entre los ciclos 111 y 121 (días 70 a 75) hubo un pico de concentración; sin embargo, ésta gráfica esta referida a la DQOt con el aporte adicional del cosustrato al agua residual. En la figura 3-14 solo se tomó en cuenta el aporte del efluente industrial, ya que la remoción de la concentración de materia orgánica proveniente de esta fuente fue el objetivo primordial del tratamiento biológico. Aquí, el pico de concentración no se presenta entre los ciclos 111 a 121 ya que en esa etapa el 50% de la DQOt fue proporcionada por el cosustrato; el máximo de la gráfica se desplazó al intervalo comprendido entre los ciclos 166 a 178 (días 119 a 131) arrojando una carga promedio manejada por el reactor de 4.26 KgDOQt/m³/día y con eficiencias de remoción promedio en esos ciclos de 90.5%. Valores muy aceptables en trabajos hechos con anterioridad sobre aguas residuales de industrias de síntesis farmacéutica reportan cargas orgánicas de 3 a 10 KgDQO/m³/día manejadas en reactores Batch, Filtros anaerobios y filtros anaerobios de lecho fluidizado y con eficiencias de remoción que oscilan entre 60 y 75%, además manejaron el efluente industrial en combinación con otros menos tóxicos pero con altas cargas orgánicas como los de la industria de levaduras.

3.1.10 Toxicidad

Uno de los principales objetivos del trabajo presente fue el de la eliminación de toxicidad del efluente a tratar, además de la eliminación de materia orgánica.

En los procesos biológicos una remoción de DQO no se traduce automáticamente en la reducción de la toxicidad del efluente pudiendo en ocasiones hasta incrementarse. Dentro del mecanismo de reacción seguido por uno o más compuestos dentro del metabolismo de la célula se pueden originar intermediarios aún más tóxicos que los compuestos originales que pueden, si su concentración dentro del reactor es suficiente, inhibir o matar a la biomasa: como ejemplo podemos citar la biotransformación de colorantes tipo azo, éstos en sí no presentan toxicidad alguna a organismos uni o pluricelulares, pero en el proceso de biotransformación se generan aminas, estos compuestos si son nocivos a seres vivos, otro tipo de xenobióticos al biotransformarse pueden originar nuevas sustancias tóxicas e incluso mutagénicas por lo que es prioridad en los tratamientos biológicos además de eliminar materia orgánica, reducir la toxicidad del agua residual a tratar. En un proceso biológico, la descomposición de los xenobióticos presentes en el agua se realiza por una o varias vías que pueden incluir un número grande de intermediarios y en aguas de desecho como las de la industria químico-farmacéuticas en las cuales están presentes una enorme cantidad de compuestos diferentes, el lograr que la toxicidad después del tratamiento biológico sea menor es un gran logro.

En un proceso secuenciado anaerobio/aerobio, lo óptimo es que los compuestos intermediarios generados en la primera etapa anaerobia (en la que se generan las aminas) sirvan de sustrato a las bacterias aerobias que iniciarán sus funciones inmediatamente después llevando los compuestos a la mineralización. La acumulación de intermediarios puede intoxicar al sistema y reducir dramáticamente la eficiencia del proceso. La evaluación de la toxicidad del efluente del biofiltro se realizó mediante la técnica Microtox

(NMX-AA-1995-SCFI) para una etapa en la cual la operación del biofiltro fue aceptable (tabla 3-5)

Tabla 3-5: Resultados de las pruebas de toxicidad Microtox

Fecha de muestreo	Ciclo	Muestra	DQO _t de la muestra (mg/l)	Unidades de toxicidad (UT)
AGUA RESIDUAL CRUDA				180.34
30-08-2001	200	IEA	2202	12.13
30-08-2001	200	FEAN	800	46.8
30-08-2001	200	FEA	210	8.38

IEA= Inicio de etapa aerobia
 FEAN= Fin de etapa anaerobia
 FEA= Fin de etapa aerobia

El 30 de agosto del 2001 (ciclo 200), se realizaron mediciones de toxicidad en un ciclo con buenas condiciones de operación y cuya concentración de materia orgánica a la salida fue de solo 210 mg/l de DQO_t, esta vez el comportamiento de la toxicidad fue el esperado, presentándose un incremento hacia el final de la etapa anaerobia por la formación de compuestos intermediarios y una posterior reducción en la unidades de toxicidad al ser mineralizados la mayor parte de los constituyentes del agua residual.

Aún así, las unidades de toxicidad a la salida del reactor en el ciclo 200 fueron 8.38 la cual es muy alta, pero considerando que teníamos a la entrada 12.13 UT y que el agua residual cruda arrojó 180.34 UT la eficiencia del sistema en cuanto a la disminución de la toxicidad es del 95% respecto al agua cruda.

CAPITULO IV

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1 CONCLUSIONES

- Fue posible degradar eficientemente el agua residual de la industria químico farmacéutica hasta cargas orgánicas de 4.5 Kg DQO/m³/día, con un 90% de eficiencia de remoción global.
- La máxima concentración del agua residual en el influente al reactor fue de 28 000 mg/l de DQO_t, abatiendo la concentración con el tratamiento biológico a 2 500 mg/l de DQO_t.
- La implementación de las dos fases de reacción (anaerobia y aerobia) resultó satisfactoria para el tratamiento de aguas residuales muy tóxicas y con relaciones DBO/DQO muy bajas.
- Bajo condiciones apropiadas y un buen control del reactor es posible disminuir la toxicidad del efluente sensiblemente.
- Los choques de concentración mayores a 2000 mg/l de DQO_t pueden abatir significativamente la actividad de la biomasa.
- El compuesto modelo monitoreado (orto-nitroanilina) fue removido eficientemente por el biofiltro.
- La presencia del cosustrato ayudó a la biomasa a una rápida aclimatación a las condiciones de reacción dentro del reactor

4.2 RECOMENDACIONES

- Experimentar a escala industrial con planta piloto.
- Lograr y mantener un control estricto del biofiltro una vez funcionando para evitar incrementos en la toxicidad del efluente.
- Tratar el agua en combinación con otros efluentes diferentes con alta relación DBO/DQO.
- Se observó una buena producción de biogás con alto contenido en metano, el cual se puede aprovechar como energético.
- Evitar el lo posible choques de concentración superiores a 2000 mg/l de DQOt
- Alimentar al reactor con un influente neutro pH =7

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- APHA, AWWA, WPFC (1992). Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. New York.
- Belhateche H. Danielle (1995). Choose Appropriate Wastewater Treatment Technologies. Chem. Eng. Prog. August 1995, 32-51
- Characklis y Wilderer (1989). Structure and Function of Biofilms Edit. John Wiley & Sons pp. 72-89.
- Espulgas, Santiago. (1997). How And Why Combine chemical and Biological Processes for Wastewater Treatment. Wat. Sci. Tech. Vol. 35, 321-327.
- Gulmez B. et. al. (1998). Common Anaerobic Treatability of Pharmaceutical and Yeast Industry Wastewater. Wat. Sci. Tech. Vol. 38, 37-46.
- Kabdash I. et. al. (1999). Pollution Prevention and Waste Treatment in Chemical Synthesis Processes for Pharmaceutical Industry. Wat. Sci. Tech. Vol. 39, 265-271.
- Melgoza RM., et al (2000) Start up of a secuential anaerobic-aerobic batch reactor for the mineralization of PNP. Water Science and Technology 42. 5-6. 289-292.
- Metcalf y Eddy, Inc. (1991). Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse. 3rd Ed., McGraw Hill, New York
- Rosen. M. (1998). Development of a New Process for Treatment of a Pharmaceutical Wastewater. Wat. Sci. Tech. Vol. 37, 251-258
- Saval, Susana (1996). La situación Ambiental de México, UNAM. Coordinación de la Investigación Científica. Programa Universitario del Medio Ambiente.

Tisler, Tatjana (1999). Toxicity Evaluation of Wastewater from the pharmaceutical Industry to Aquatic Organisms. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 39, 71-76

Winkler A. Michel (1997). Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho. Departamento de Ingeniería Química. Universidad de Survey. 1ª edición, Edit. Limusa. México.

ANEXOS

Resultados De la operación del biofiltro SBR anaerobio/aerobio

muestra	hora	T Reacción		ciclo	pH	ORP (mV)	Temperatura	Color		fecha
		anaerobio	aerobio					(Escala Pt-Co)	DQO	
25	08:30	0.5		1	6.8	-59	17	11	467	08/03/2001
26	10:00	2		1	7.1	-153	18	8	462	08/03/2001
27	12:00	4		1		-200	19	6	406	08/03/2001
28	14:00	6		1	7.4	-238	21	13	185	08/03/2001
29	16:00	8		1	8	-262	25	9	346	08/03/2001
30	18:00	10		1	8.1	-274	27	15	337	08/03/2001
31	20:00	12		1	8	-289	29	10	320	08/03/2001
32	07:50		4	1	7.6	20	17	10	135	08/03/2001
33	08:30	0.5		2	7.2	-220	22	22	415	23/03/2001
34	16:20	8		2	7.4	-290.3	35	35	163	23/03/2001
35	19:50		3.5	2	8.3	-33	17	17	78	23/03/2001
36	08:30	0.5		6	7.3	-190	25	10	398	25/03/2001
34	16:20	8		6	7.5	-299	26	22	150	25/03/2001
38	19:50		3.5	6	8.4	-23	28	28	83	25/03/2001
39	08:30	0.5		12	7.4	-109	15	15	385	28/03/2001
40	10:30	2		12	7.6	-309	10	10	285	28/03/2001
41	12:30	4		12	7.7	-313	20	20	212	28/03/2001
42	14:30	6		12	7.6	-325	16	16	160	28/03/2001
43	16:30	8		12	7.6	-339	18	18	85	28/03/2001
44	18:00		1.5	12	8.4	-21.5	17	16	59	28/03/2001
45	20:00		3.5	12	8.4	16	16	17	46	28/03/2001
46	08:30	0.5		20	7.4	-123	21	19	332	01/04/2001

muestra	hora	T Reacción		ciclo	pH	ORP (mV)	Temperatura	Color		DQO	fecha
		anaerobio	aerobio					(Escala Pt-Co)			
47	10:30	2		20	7.5	-250	23	15	179	01/04/2001	
48	12:30	4		20	7.5	-271	25	19	134	01/04/2001	
49	14:30	6		20	7.5	-310	25	22	51	01/04/2001	
50	16:30	8		20	7.7	-328	26	21	45	01/04/2001	
51	18:00		1.5	20	8.1	-60.4	26	17	38	01/04/2001	
52	20:00		3.5	20	8.4	14	23	23	18	01/04/2001	
56	08:30	0.5		56	7.6	-204	27	11	593	18/04/2001	
57	04:00	8		56	7.9	-340	31	46	128	18/04/2001	
58	08:00		4	56	9	87	28	24	54	18/04/2001	
59	08:30	0.5		58	7.4	-110	28	21	584	19/04/2001	
60	10:00	2		58	8.2	-319	29	24	331	19/04/2001	
61	12:00	4		58	8.1	-329	30	28	190	19/04/2001	
62	02:00	6		58	8	-352	31	11	114	19/04/2001	
63	04:00	8		58	7.9	-367	31	22	103	19/04/2001	
64	06:00		2	58	8.9	-25	30	17	75	19/04/2001	
65	08:00		4	58	8.9	30	29	16	52	19/04/2001	
66	08:30	0.5		66	7.5	-96	18	18	1302	23/04/2001	
67	04:00	8		66	8.4	-330	24	24	633	23/04/2001	
68	08:00		4	66	9	40	28	28	168	23/04/2001	
69	08:30	0.5		68	7.2	-38	19	15	1304	24/04/2001	
70	04:00	8		68	8.2	-356	23	12	598	24/04/2001	
71	08:00		4	68	9	36	26	18	153	24/04/2001	
72	08:30	0.5		70	7.4	-46	20	19	1266	25/04/2001	
73	04:00	8		70	7.5	-360	22	23	420	25/04/2001	
74	08:00		4	70	8.8	34	24	24	125	25/04/2001	

muestra	hora	T Reacción			pH	ORP (mV)	Temperatura	Color		fecha
		anaerobio	aerobio	ciclo				(Escala Pt-Co)	DQO	
75	08:30	0.5		80	6.7	-172	29	18	1240	30/04/2001
76	10:00	2		80	6.6	-273	29	10	1065	30/04/2001
77	12:00	4		80	6.9	-301	30	16	923	30/04/2001
78	02:00	6		80	7	-320	30	17	773	30/04/2001
79	04:00	8		80	7.8	-376	30	18	440	30/04/2001
80	06:00		2	80	8.9	-152	29	10	350	30/04/2001
81	08:00		4	80	8.9	20	28	17	168	30/04/2001
82	17:30	0.5		82	6.5	-45	29	22	1350	01/05/2001
83	11:00	8		82	7.6	-380	30	16	560	01/05/2001
84	16:50		6	82	8.8	58	29	19	203	01/05/2001
85	17:30	0.5		84	6.7	-60	28	19	1302	02/05/2001
86	11:00	8		84	7.8	-359	30	23	543	02/05/2001
87	16:50		6	84	8.4	70	29	16	189	02/05/2001
88	17:30	0.5		88	6.5	-29	27	22	1253	04/05/2001
89	11:00	8		88	7.6	-368	29	16	496	04/05/2001
90	16:50		6	88	8.4	76	28	18	150	04/05/2001
91	17:30	0.5		94	6.8	-55	29	18	1231	07/05/2001
92	11:00	8		94	8.4	-348	32	19	336	07/05/2001
93	16:50		6	94	9	77	30	16	60	07/05/2001
94	08:30	0.5		96	6.7	-40	28	22	1280	08/05/2001
95	16:00	8		96	8.6	-360	28	19	402	08/05/2001
96	20:00		4	96	8.8	21	29	14	126	08/05/2001
97	08:30	0.5		100	6.8	-70	29	27	1236	10/05/2001
98	16:00	8		100	8.3	-368	30	19	386	10/05/2001

muestra	hora	T Reacción				ORP (mV)	Temperatura	Color		fecha
		an aerobio	aerobio	ciclo	pH			(Escala Pt-Co)	DQO	
99	20:00		4	100	8.8	40	28	19	105	10/05/2001
100	08:30	0.5		102	6.5	-32	21	26	1240	11/05/2001
101	16:00	8		102	8.8	-346	23	21	372	11/05/2001
102	20:00		4	102	9	35	22	17	115	11/05/2001
103	08:30	0.5		108	7	-56	28	21	1253	14/05/2001
104	16:00	8		108	8.7	-376	27	18	378	14/05/2001
105	20:00		4	108	9	32	27	20	76	14/05/2001
106	08:30	0.5		110	6.5	-86	27	22	1238	15/05/2001
107	10:00	2		110	6.7	-268	28	23	1003	15/05/2001
108	12:00	4		110	6.9	-297	28	19	904	15/05/2001
109	02:00	6		110	7.1	-334	30	17	775	15/05/2001
110	04:00	8		110	7.3	-368	30	18	523	15/05/2001
111	06:00		2	110	8.6	-125	29	16	201	15/05/2001
112	08:00		4	110	8.9	36	28	15	56	15/05/2001
113	08:30	0.5		111	6.9	-76	27	175	3620	16/05/2001
114	04:20	8		111	7	-380	28	40	2220	16/05/2001
115	08:00		4	111	8.6	-116	29	36	944	16/05/2001
116	08:30	0.5		113	7.1	-133	30	162	3405	17/05/2001
117	04:20	8		113	7.2	-391	29	56	1918	17/05/2001
118	08:00		4	113	8.3	-42	30	38	1056	17/05/2001
119	08:30	0.5		115	7.1	-83	29	153	3382	18/05/2001
120	04:20	8		115	6.8	-390	30	64	2004	18/05/2001
121	08:00		4	115	8.2	-20	30	35	986	18/05/2001

muestra	hora	T Reacción		ciclo	pH	ORP (mV)	Temperatura	Color		fecha
		anaerobio	acrobio					(Escala Pt-Co)	DQO	
122	08:30	0.5		121	6.7	-79	27	165	3435	21/05/2001
123	04:20	8		121	7.1	-393	30	73	1744	21/05/2001
124	08:00		4	121	9	-103	30	43	913	21/05/2001
125	04:20	0.5		123	6.8	-107	29	172	3328	22/05/2001
126	12:00	12		123	7.4	-398	30	96	2029	22/05/2001
127	04:00		4	123	8.5	-131	30	63	887	22/05/2001
128	04:20	0.5		127	6.8	-96	29	157	3075	24/05/2001
129	12:00	12		127	7.2	-386	30	89	1893	24/05/2001
130	04:00		4	127	9	-116	30	60	641	24/05/2001
131	04:20	0.5		131	6.9	-60	28	176	2124	28/05/2001
132	12:00	12		131	8.1	-363	30	159	1393	28/05/2001
133	04:00		4	131	8.6	50.6	30	96	685	28/05/2001
134	04:20	0.5		133	6.8	-43	29	164	2089	29/05/2001
135	12:00	12		133	8.4	-360	30	76	1229	29/05/2001
136	04:00		4	133	8.8	20.3	29	66	188	29/05/2001
137	04:20	0.5		135	6.8	-86	30	158	1956	30/05/2001
138	12:00	12		135	8.6	-389	28	68	1098	30/05/2001
139	04:00		4	135	9	-40.1	29	59	93	30/05/2001
140	04:20	0.5		138	6.9	-74	29	243	3104	06/06/2001
141	12:00	18		138	7.2	-368	29	211	1171	06/06/2001
142	04:00		6	138	8.8	-29	28	163	159	06/06/2001
143	04:20	0.5		139	7	-53	30	258	3017	07/06/2001
144	12:00	18		139	7.5	-389	30	142	1116	07/06/2001

muestra	hora	T Reacción			pH	ORP (mV)	Temperatura	Color		fecha
		anaerobio	aerobio	ciclo				(Escala Pt-Co)	DQO	
145	04:00		6	139	8.9	36	29	114	208	07/06/2001
146	04:20	0.5		140	6.9	-68	29	234	3019	08/06/2001
147	12:00	18		140	7.2	-365	30	130	1106	08/06/2001
148	04:00		6	140	8.8	-15	30	95	183	08/06/2001
149	04:20	0.5		143	7	-76	28	196	3003	11/06/2001
150	12:00	18		143	7	-375	27	163	1070	11/06/2001
151	04:00		6	143	8.5	24	29	96	93	11/06/2001
152	04:20	0.5		144	7.5	-94	29	190	3105	12/06/2001
153	12:00	18		144	8	-364	30	99	976	12/06/2001
154	04:00		6	144	8.5	16	28	63	60	12/06/2001
155	04:20	0.5		145	7	-105	27	186	3076	13/06/2001
156	12:00	18		145	7	-391	28	92	986	13/06/2001
157	04:00		6	145	8.5	-5	29	67	62	13/06/2001
158	06:30	0.5		146	7.5	-89	29	198	3058	14/06/2001
159	08:00	2		146	7.5	-220	29	166	2943	14/06/2001
160	08:00	14		147	7	-254	28	102	1216	15/06/2001
161	10:00	16		147	7	-307	30	95	1085	15/06/2001
162	12:00	18		147	7.5	-365	30	80	978	15/06/2001
163	14:00		2	147	8.5	-105	30	72	640	15/06/2001
164	16:00		4	147	8.5	-25	30	62	153	15/06/2001
165	18:00		6	147	8.8	32	27	64	66	15/06/2001
166	04:20	0.5		151	7.5	-112	28	215	3863	20/06/2001
167	12:00	18		151	7.5	-388	27	163	2065	20/06/2001
168	04:00		6	151	8.5	25	28	96	750	20/06/2001

muestra	hora	T Reacción		ciclo	pH	ORP (mV)	Temperatura	Color	DQO	fecha
		anaerobio	aerobio					(Escala Pt-Co)		
169	04:20	0.5		156	7	-68	26	235	3587	25/06/2001
170	12:00	18		156	7.5	-379	27	168	1246	25/06/2001
171	04:00		6	156	8.5	18	28	100	630	25/06/2001
172	04:20	0.5		158	7	-76	29	205	3468	27/06/2001
173	12:00	18		158	7	-362	30	146	1305	27/06/2001
174	04:00		6	158	8.5	22	29	103	543	27/06/2001
175	04:20	0.5		159	7	-85	28	196	3402	28/06/2001
176	12:00	18		159	7.5	-375	29	123	1210	28/06/2001
177	04:00		6	159	8.5	-16	29	85	486	28/06/2001
178	04:20	0.5		163	7.5	-105	27	258	3654	02/07/2001
179	12:00	18		163	7.5	-352	28	156	1413	02/07/2001
180	04:00		6	163	8.5	-14	28	98	530	02/07/2001
181	04:20	0.5		164	7	-68	29	264	3501	03/07/2001
182	12:00	18		164	7.5	-368	28	143	1420	03/07/2001
183	04:00		6	164	8.5	3	28	87	465	03/07/2001
184	04:20	0.5		166	7.5	-120	26	249	3359	05/07/2001
185	12:00	18		166	7.5	-340	27	138	1316	05/07/2001
186	04:00		6	166	8.5	30	28	90	335	05/07/2001
187	04:20	0.5		167	7	-98	29	186	3215	06/07/2001
188	12:00	18		167	7.5	-398	28	115	1338	06/07/2001
189	04:00		6	167	8.5	-2	28	99	281	06/07/2001
190	04:20	0.5		170	6.5	-86	28	243	4632	09/07/2001
191	12:00	18		170	7.5	-374	28	180	2015	09/07/2001

muestra	hora	T Reacción		ciclo	pH	ORP (mV)	Temperatura	Color Escala Pt-Co	DQO	fecha
		anaerobio	aerobio							
192	04:00		6	170	8.5	-16	27	113	672	09/07/2001
193	04:20	0.5		171	7	-74	28	208	4200	10/07/2001
194	12:00	18		171	7.5	-382	27	148	1450	10/07/2001
195	04:00		6	171	8.5	-16	28	117	450	10/07/2001
196	04:20	0.5		172	7	-83	26	210	3964	11/07/2007
197	12:00	18		172	7.5	-371	27	132	1123	11/07/2001
198	04:00		6	172	8.5	18	28	83	336	11/07/2001
199	04:20	0.5		174	6.6	-113	29	196	3795	13/07/2001
200	12:00	18		174	7.4	-363	28	112	1035	13/07/2001
201	04:00		6	174	8.8	40	27	79	294	13/07/2001
202	04:20	0.5		177	7	-63	28	203	3640	16/07/2001
203	12:00	18		177	7.4	-301	27	124	1150	16/07/2001
204	04:00		6	177	8.6	30	26	85	240	16/07/2001
205	04:20	0.5		178	6.9	-45	26	186	3200	17/07/2001
206	12:00	18		178	7.8	-364	27	120	1035	17/07/2001
207	04:00		6	178	8.9	12	26	75	265	17/07/2001

LOTE 2 DE AGUA RESIDUAL

208	04:20	0.5		180	7	-120	27	220	4245	24/07/2001
209	12:00	18		180	6.8	-330	27	143	3605	24/07/2001
210	04:00		6	180	8.8	41	27	119	3250	24/07/2001
211	04:20	0.5		182	7	-107	28	193	4190	26/07/2001
212	12:00	18		182	6.7	-330	28	94	3565	26/07/2001

muestra	hora	T Reacción		ciclo	pH	ORP (mV)	Temperatura	Color		
		anacrobio	aerobio					(Escala Pt-Co)	DQO	fecha
213	04:00		6	182	8.1	38	28	69	3015	26/07/2001
214	04:20	0.5		186	7.3	-113	27	220	4225	30/07/2001
215	12:00	18		186	6.8	-279	27	130	3472	30/07/2001
216	04:00		6	186	8	57	27	105	2920	30/07/2001
217	04:20	0.5		187	7.1	-107	27	185	4095	01/08/2001
218	12:00	18		187	6.8	-351	27	179	3200	01/08/2001
219	04:00		6	187	7.9	15	28	120	2660	01/08/2001
220	04:20	0.5		189	7	-101	28	193	4030	02/08/2001
221	12:00	18		189	7	-371	29	163	3255	02/08/2001
222	04:00		6	189	7.9	36	28	115	2530	02/08/2001
223	17:20	0.5		194	7.2	-92	26	196	4200	07/08/2001
224	19:00	2		194	7.2	-328	27	168	3297	07/08/2007
225	09:00	16		194	6.9	-393	26	127	3210	08/08/2001
226	11:00	18		194	6.9	-396	27	123	3115	08/08/2001
227	13:00		2	194	7.8	-69	27	110	2345	08/08/2001
228	15:00		4	194	7.9	-36	27	106	1575	08/08/2001
229	17:00		6	194	8.2	23	28	107	995	08/08/2001
230	19:20	0.5		196	7.8	-113	28	275	4015	13/08/2001
231	07:00	36		196	7.7	-379	30	162	2622	15/08/2007
232	19:00		12	196	8.9	40	30	99	1220	15/08/2001
233	19:20	0.5		197	7.5	-110	29	443	5720	15/08/2001
234	07:00	36		197	7.8	-363	28	261	3300	17/08/2001

235	19:00		12	197	8.8	31	29	224	2087	17/08/2001
236	19:20	0.5		198	7.6	-109	29	451	6237	18/08/2001
237	07:00	36		198	7.6	-349	28	238	3650	20/08/2001
238	19:00		12	198	7.9	32	28	208	2541	20/08/2001
239	20:30	0.5		199	7	-103	28	148	2450	26/08/2001
240	09:00	12		199	8.3	-256	27	99	1610	27/08/2001
241	20:00	24		199	8.3	-361	28	86	1375	27/08/2001
242	08:00	36		199	8.5	-359	28	78	1265	28/08/2001
243	20:00		12	199	8.8	-109	29	61	344	28/08/2001
244	20:30	0.5		200	7	-115	28	116	2202	28/08/2001
245	12:00	16		200	7.4	-391	27	113	1747	29/08/2001
246	20:00	24		200	7.6	-361	28	69	800	29/08/2001
247	08:00		12	200	8.9	-32	28	68	210	30/08/2001

ANEXO II

CONTROL DE CICLOS DEL REACTOR

CICLO	FECHA	NOTAS
1	08-03-01	Arranque del reactor con una concentración inicial de 400 mg/l de DQO, en el influente al reactor. El 50% de aporte de DQO es por el ácido propiónico.
2	23-03-01	Reinoculación del reactor al no responder la biomasa ya existente en el utilizada anteriormente para degradar p-nitrofenol. Se adicionaron 6 litros de lodos de 4000 mg/l de SSV. La concentración de arranque se mantiene (400 mg/l DQO _i). El ciclo total del reactor es de 12 horas, 8 anaerobio y 4 aerobio.
20	01-04-01	La DQO en el efluente del reactor es 18 mg/l DQO _t , cinética y se procede a incrementar la concentración de la carga a 800 mg/l DQO _i . Eficiencia de remoción global de DQO 94.5 % El ciclo total del reactor es de 12 horas, 8 anaerobio y 4 aerobio.
21	02-04-01	Primer ciclo con concentración inicial de 800 mg/l DQO _i
58	19-04-01	La DQO en el efluente del reactor es de 52 mg/l DQO _t , cinética y se procede a incrementar la concentración de la carga a 2000 mg/l DQO _i . Eficiencia de remoción global de DQO 92.7 % El ciclo total del reactor es de 12 horas, 8 anaerobio y 4 aerobio
59	20-04-01	Primer ciclo con concentración inicial de 2000 mg/l de DQO _i
80	30-04-01	La DQO no ha bajado de 168 mg/l, la etapa anaerobia necesita mas tiempo de reacción por lo que se amplía el tiempo del ciclo quedando como sigue: 8h de reacción anaerobia y 6 h de reacción aerobia.
94	07-05-01	La DQO en el efluente del reactor es 60 mg/l DQO _t , se procede a reducir de nuevo el tiempo de reacción a como se encontraba originalmente 8 h anaerobio y 4 h aerobio. con la misma concentración de la carga a 2000 mg/l DQO _i Eficiencia de remoción global de DQO 92.5%
110	15-05-01	La DQO en el efluente del reactor es 56 mg/l DQO _t , cinética y se procede a incrementar la concentración de la carga a 4000 mg/l DQO _i Eficiencia de remoción global de DQO 96.6%. El ciclo total del reactor es de 12 horas, 8 anaerobio y 4 aerobio
121	21-05-01	En 12 h de reacción total la DQO baja solo hasta 913 mg/l. Eficiencia de remoción global de DQO 76.1%. Se amplía el tiempo de reacción anaerobio quedando así 12 h anaerobio 4 h aerobio. Monitoreo de gases en el reactor. Baja concentración a 3000 mg/l.
135	30-05-01	La DQO en el efluente del reactor es 95 mg/l DQO _t , cinética y se procede a incrementar la concentración de la carga a 4000 mg/l DQO _i Eficiencia de remoción global de DQO 96.6%. El ciclo total del reactor es de 16 horas, 12 anaerobio y 4 aerobio
138	06-06-01	Primer ciclo con alimentación inicial de 4000 mg/l y además se amplía el ciclo del reactor a 24 h 18 anaerobio y 6 aerobio.
146	15-06-01	La DQO en el efluente del reactor es 66 mg/l DQO _t , cinética y se procede a incrementar la concentración de la carga a 5000 mg/l DQO _i Eficiencia de remoción global de DQO 98%. El ciclo total del reactor es de 24 horas., 18 anaerobio y 6 aerobio

151	20-06-01	Primer ciclo con 5000 mg/l de DQO inicial El ciclo total del reactor es de 24 horas, 18 anaerobio y 6 aerobio. El aporte del cosustrato solo es del 30% en base a la DQO
159	28-06-01	La DQO del efluente del reactor es de 486 mg/l. Adicionamos antes de la etapa aerobia nutrientes y etanol para reanimar a la biomasa y favorecer su reproducción
167	06-07-01	La DQO se disminuye hasta 281 mg/l en el ciclo de 24 h 18 anaerobio y 6 aerobio. Eficiencia de remoción global de DQO es de 91.3%.
163	02-07-01	El aporte del cosustrato se elimina totalmente, solo se alimenta agua residual y nutrientes al reactor, adicionando nutrientes y etanol al inicio de la etapa aerobia
178	17-07-01	Ultimo ciclo monitoreado, DQO de salida 265 mg/l, el ciclo de 24 h 16 anaerobio y 6 aerobio. Ultimo ciclo con lote 1 de agua residual.
----	19-07-01	Reinoculación del reactor con 5 l de lodos activados de la planta de Cerro de la Estrella con 3850 mg/l de SSV.
180	24-07-01	Primer ciclo con lote 2 de agua residual, 2.5l de agua res. a 15 l de alimentación. DQO de carga 5183 mg/l
194	07-08-01	Cinética del reactor la DQO baja de 4200 a 995 mg/l, se procede a aumentar la duración del ciclo y al mismo tiempo introducir el agua residual cruda manejando el volumen de intercambio en el reactor.
196	13-08-01	Primer ciclo de 48 horas con alimentación directa de agua residual, se alimento un influente preparado con 3 litros de agua residual en 15 litros de alimentación
197	15-08-01	intercambio de volumen 850 ml (22%)
198	18-08-01	intercambio de volumen 600 ml (16%) debido a la alta DQO al inicio, la DQO baja de 6200 a 2500.
199 y 200	26 a 30 agosto 2001	Ciclos extra para pruebas de toxicidad. Con. Inicial 3000 mg/l DQO