

00521
91



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

BIODEGRADACION DE 4-CLOROFENOL UTILIZANDO UN
REACTOR DISCONTINUO CON LECHO MOVIL

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERO QUIMICO

P R E S E N T A :

TEOFILO DAVID MARTINEZ SOSA



EXAMENES PROFESIONALES
FACULTAD DE QUIMICA

MEXICO, D.F.

2003

A



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.

PAGINACION

DISCONTINUA




Jurado asignado:

Presidente	Prof. Rodolfo Torres Barrera
Vocal	Prof. Víctor Manuel Luna Pabello
Secretario	Prof. Germán Buitrón Méndez
1er suplente	Prof. Landy Irene Ramírez Burgos
2o suplente	Prof. Alfonso Durán Moreno

Sitio dónde se desarrolló el tema: Coordinación de Bioprocesos Ambientales
Edificio 5, Instituto de Ingeniería, UNAM.



Asesor del tema: Dr. Germán Buitrón Méndez



Asesor Técnico: M. en C. Iván Moreno Andrade



Sustentante: Teófilo David Martínez Sosa

B

A MI FAMILIA:

Por todo el apoyo incondicional durante mi desarrollo profesional.

A MI EQUIPO DE TRABAJO:

Especialmente a Germán Buitrón
Por darle continuidad a mi desarrollo académico y profesional.

Autorizo a la Dirección de Registro de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) a difundir en forma pública el contenido de esta tesis.

NOMBRE: Martínez Sosa

Teófilo David

FECHA: 14-NOV-03

FIRMA: [Firma]

A TODOS MIS AMIGOS:

Por todo el tiempo compartido y sin duda alguna por su valioso apoyo y comprensión.

Esta tesis se realizó con el apoyo otorgado al proyecto PAPIIT IN 112800 de la DGAPA-UNAM

ÍNDICE

ABREVIATURAS	I
INDICE DE TABLAS	II
INDICE DE FIGURAS	III
RESUMEN.....	1
INTRODUCCIÓN.....	2
OBJETIVOS	3
HIPÓTESIS.....	4
CAPÍTULO 1 ANTECEDENTES.....	5
1.1 Tratamiento de aguas residuales industriales	5
1.2 Tipos de tratamiento de las aguas residuales industriales	5
1.2.1 Tratamientos físicos	6
1.2.2 Tratamientos químicos	6
1.2.3 Tratamientos biológicos.....	6
1.2.3.1 Sistemas de lodos activados	7
1.3 Reactores discontinuos secuenciales (SBR).....	8
1.3.1 El SBR desde el punto de vista físico	9
1.3.1.1 Fases del SBR	9
1.3.2 El SBR desde el punto de vista biológico	12
1.3.3. Ventajas de los SBR.....	13
1.3.4 Desventajas de los SRB	13
1.4 Compuestos fenólicos en las aguas industriales.....	13
1.5 Aclimatación.....	13
1.6 Ayunos y picos de concentración.....	14
1.7 Sistemas de película biológica	15
1.7.1 Sistemas de películas biológicas en movimiento.....	16
1.7.1.1 Sistemas de lecho móvil	16
1.7.2 Medios de soporte para biopelículas	17
CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA	18
2.1 Estrategia experimental	18
2.2 Reactor piloto	18
2.3 Aclimatación y colonización	20
2.4 Ayunos en el lecho móvil	21
2.4.1 Recuperación entre ayunos.....	21
2.5 Picos de concentración en el lecho móvil	21
2.6 Influencia de la biomasa fija en el sistema	22
2.7 Ayunos en la biomasa suspendida.....	22
2.8 Métodos analíticos	23
2.8.1 Métodos de determinación de parámetros	24

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
3.1 Aclimatación y colonización	25
3.2 Reactor con lecho móvil.....	28
3.2.1 Ayunos.....	28
3.2.2 Picos de concentración.....	33
3-3 Influencia de la biomasa fija en el sistema	40
3.3.2 Biomasa fija y biomasa suspendida	43
3.3.3 Influencia de la separación	45
3.2 Reactor con biomasa suspendida (SBR)	46
3.4.1 Ayunos.....	46
CONCLUSIONES.....	52
BIBLIOGRAFÍA	53
ANEXO 1 MEDICIÓN DE PARÁMETROS	55
A1-1 Determinación de fenoles	55
A1-2 Sólidos Suspendidos	56
A1-3 Demanda química de oxígeno	57
A1-4 Método para determinar del carbono orgánico total	58
A1-5 Método para obtener la actividad deshidrogenasa.....	58
ANEXO 2. CINÉTICAS DE DEGRADACIÓN DURANTE EL PERÍODO DE ACLIAMATADEACLIAMATACIÓN AL 4-CF.....	59
ANEXO 3. ACTIVIDAD DESHIDROGENASA MEDIDA COMO INT EN EL PROCESO DE COLONIZACIÓN DEL EMPAQUE BCN009 PLUS.....	61
ANEXO 4. CINÉTICAS DE DEGRADACIÓN EN UN REACTOR DISCONTINUO SECUENCIAL CON LECHO MÓVIL (SBR-LM).....	62
ANEXO 5. CINÉTICAS DE DEGRADACIÓN DE BIOMASA FIJA (BF), SUSPENDIDA (BS) Y LECHO MÓVIL (LM).....	64
ANEXO 6. CINÉTICAS DE DEGRADACIÓN EN UN REACTOR DISCONTINUO SECUENCIAL CON BIOMASA SUSPENDIDA.....	65

ABREVIATURAS

DQO	Demanda Química de Oxígeno
COT	Carbono Orgánico Total
4-CF	4-clorofenol
MET	Metabolito
SBR	Reactor discontinuo secuencial
SBR-LM	Reactor discontinuo secuencial con lecho móvil
BS	Biomasa suspendida
BF	Biomasa fija
LM	Lecho móvil
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SST	Sólidos suspendidos totales
INTF	cloruro de 2-(p-iodofenil)-3-(p-nitrofenil)-5-(feniltetrazolium)
APHA	American Public Health Association

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1-1. Procesos físicos más comunes usados en el tratamiento de aguas residuales industriales.....	6
Tabla 1-2. Procesos químicos más comunes usados en el tratamiento de aguas residuales industriales.....	6
Tabla 2.1. Concentración de nutrientes dentro del reactor.....	19

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1-1. Fases de un SBR.....	11
Fig. 3-1. Cinéticas de degradación del 4-CF durante el periodo de aclimatación con concentración inicial de 100 mg/L.....	25
Fig. 3-2 Cinéticas del COT durante el periodo de aclimatación con concentración inicial de 100 mg/L de 4-CF.....	26
Fig. 3-3. Variación de la tasa específica de degradación durante la aclimatación al 4-CF.....	27
Fig. 3-4. Colonización del empaque BCN009 Plus.....	28
Fig. 3-5. Cinética del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.....	29
Fig. 3-6. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.....	29
Fig. 3-7. Cinética del COT en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.....	30
Fig. 3-8. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.....	31
Fig. 3-9. Cinética del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 48 horas.....	31
Fig. 3-10. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 48 horas.....	32
Fig. 3-11. Cinética del COT en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 48 horas.....	32
Fig. 3-12. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 48 horas.....	33
Fig. 3-13. Cinética del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 500 mg/L.....	34
Fig. 3-14. Cinética del COT en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 500 mg/L.....	34

Fig. 3-15. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de 500 mg4-CF/L.....	35
Fig. 3-16. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 500 mg/L.....	35
Fig. 3-17. Cinética del 4-CF y COT en un SBR con lecho móvil durante un pico de concentración de 500 mg/L.....	36
Fig. 3-18. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil durante un pico de concentración de 500 mg/L.....	36
Fig. 3-19. Cinética del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 1050 mg/L.....	37
Fig. 3-20. Cinética del COT en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 1050 mg/L.....	37
Fig. 3-21. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de 1050 mg4-CF.....	38
Fig. 3-22. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 1050 mg/L.....	38
Fig. 3-23. Cinéticas del 4-CF y COT en un SBR con lecho móvil durante un pico de concentración de 1050 mg/L.....	39
Fig. 3-24. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil durante un pico de concentración de 1050 mg/L.....	40
Fig. 3-25. Cinética del 4-CF en un SBR de biomasa suspendida y SBR con lecho móvil para una concentración de 100 mg/L.....	41
Fig. 3-26. Cinética del COT en un SBR de biomasa suspendida y SBR con lecho móvil para una concentración de 100 mg/L.....	41
Fig. 3-27. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con lecho móvil y en uno con biomasa suspendida.....	42
Fig. 3-28. Cinética del MET en un SBR de biomasa suspendida y en un SBR con lecho móvil para una concentración de 100 mg/L.....	42
Fig. 3-29. Cinética del 4-CF por la biomasa suspendida y la biomasa fija por separado.....	43

Fig. 3-30. Tasa específica de degradación al 4-CF en un SBR con biomasa suspendida y en otro con biomasa fija.....	43
Fig. 3-31. Cinética del COT por la biomasa suspendida y en otro con biomasa fija.....	44
Fig. 3-32. Cinética del MET por la biomasa suspendida y en otro con biomasa fija.....	44
Fig. 3-33. Cinéticas del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de separar la biomasa.....	45
Fig. 3-34. Cinéticas del COT en un SBR con lecho móvil antes y después de separar la biomasa.....	45
Fig. 3-35. Cinéticas del MET en un SBR con lecho móvil antes y después de separar la biomasa.....	46
Fig. 3-36. Cinética del 4-CF en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 12 horas.....	47
Fig. 3-37. Cinética de la DQO en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 12 horas.....	47
Fig. 3-38. Cinética del COT en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 12 horas.....	47
Fig. 3-39. Cinética del MET en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 12 horas.....	48
Fig. 3-40. Cinética del 4-CF en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.....	49
Fig. 3-41. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.....	49
Fig. 3-42. Cinética de la DQO en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.....	50
Fig. 3-43. Cinética del COT en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.....	50
Fig. 3-44. Cinética del MET en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.....	51

RESUMEN

Se estudió la biodegradación del 4-CF en un reactor discontinuo con lecho móvil, se observó la influencia de los ayunos y picos de concentración en las cinéticas de degradación, para ello se comparó la degradación del 4-CF en un reactor discontinuo de lecho móvil y uno de biomasa suspendida para condiciones de operación similares y se observaron los efectos presentados por la influencia de ayunos cuando el mismo reactor tiene biomasa suspendida. Se utilizó un reactor piloto de 7 L controlado por medio de una computadora. El reactor se inoculó con lodos activados provenientes de una planta de tratamiento de aguas municipales.

El equipo empleado fue un reactor tipo SBR de 7 L con un volumen de intercambio del 57% del mismo, un flujo de aire de 1.5 L/min y temperatura controlada en 20 °C. El empaque utilizado consistió en cilindros de polietileno de alta densidad de 0.7 mm de diámetro y un área superficial de 10,084 cm²/anillo, se utilizaron un total de 1450 anillos. El proceso fue acoplado a través de una computadora a un sensor basado en la medición de oxígeno disuelto dentro del reactor, esto para controlar la actividad de los microorganismos, y así controlar la eficiencia del proceso, todo controlado por el programa BIOREC.

La aclimatación se llevó a cabo alimentando al reactor con el sustrato y dejándolo reaccionar hasta obtener un porcentaje de degradación igual al 100%. Después se alimentó nuevamente hasta conseguir que los tiempos de degradación no tuvieran variaciones significativas, paralelamente a la aclimatación se colonizó el empaque, utilizando el mismo tipo de inóculo.

Una vez aclimatada y colonizada la biomasa, se realizaron los experimentos con el lecho móvil, estos fueron ayunos de 24 y 48 horas y picos de concentración de 875, 1840 y 3520 mg4-CF/L

Posteriormente se prosiguió a separar la biomasa fija y suspendida con el objeto de estudiar la influencia de la biomasa fija en el lecho móvil. Se compararon las cinéticas en condiciones similares del lecho móvil con la biomasa suspendida y de la biomasa suspendida con la biomasa fija. Finalmente se siguió trabajando con la biomasa suspendida donde se realizaron ayunos por 12 y 24 horas.

Los resultados obtenidos muestran que para un reactor discontinuo de lecho móvil, los efectos adversos ocasionados por periodos de ayuno y picos de concentración son minimizados debido a la presencia de la biomasa adherida al empaque.

Debido a lo anterior los reactores con lecho móvil son mejores que los de biomasa suspendida, si en la operación de estos se presentan condiciones adversas como ayunos y picos de concentración.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad el tratamiento de aguas residuales resulta imperante debido a los efectos adversos que estas causan al ambiente. Dentro del tratamiento de aguas residuales industriales, se encuentran los tratamientos biológicos, siendo los tratamientos de lodos activados los más utilizados. En este tipo de tratamientos primeramente, se deben aclimatar a los microorganismos, es decir deben de tener la capacidad para degradar el sustrato al que fueron aclimatados. Esto con la finalidad de que la planta de tratamiento biológico funcione correctamente, sin embargo la mayor parte de las plantas de tratamiento de aguas residuales de tipo industrial no cumplen con los parámetros de salida establecidos, debido principalmente a fallas en su diseño, pues en muchos de los casos son diseñadas sin tomar en cuenta las grandes fluctuaciones tanto de flujo como de concentración, debidas principalmente a la producción en lotes en muchas industrias químicas. Estas fluctuaciones ocasionan que los microorganismos de las plantas de tratamiento pierdan de manera parcial o total su actividad para degradar al sustrato, cabe señalar que esta actividad se logra en varios ciclos de operación y en algunos, hasta en meses de operación para aclimatar la biomasa, por lo que resulta incoesteable la pérdida de la actividad microbiana debido a la exposición de los microorganismos a ayunos y picos de concentración.

En este trabajo se propone el empleo de una mezcla de biomasa fija con biomasa en suspensión (lecho móvil), para minimizar los efectos adversos en la actividad microbiana debidos a ayunos y picos de concentración utilizando como compuesto modelo el 4-clorofenol.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

- Y Estudiar la degradación del 4-clorofenol en un reactor discontinuo secuencial de lecho móvil de tipo aerobio

OBJETIVOS PARTICULARES

- Y Evaluar los efectos en las cinéticas de degradación dentro de un reactor discontinuo secuencial con lecho móvil, debidos a la exposición a periodos de ayunos y picos de concentración de 4-clorofenol
- Y Determinar la función de la biomasa fija, en la degradación del 4-clorofenol en el reactor de lecho móvil
- Y Comparar las cinéticas de degradación del 4-CF en un SBR con lecho móvil con las obtenidas en un SBR con biomasa suspendida
- Y Evaluar los efectos en las cinéticas de degradación dentro de un reactor discontinuo secuencial de biomasa suspendida, debidos a la exposición a periodos de ayunos y picos de concentración de 4-clorofenol
- Y Comparar los efectos en las cinéticas de degradación del 4-CF en un SBR con biomasa suspendida y uno con lecho móvil debidos a ayunos y picos de concentración.

HIPÓTESIS

Los reactores discontinuos con lecho móvil minimizan los efectos negativos provocados por ayunos y picos de concentración.

El lecho móvil degrada con mayor rapidez el 4-CF debido a la contribución de la biomasa fija.

CAPÍTULO 1 ANTECEDENTES

1.1 Tratamiento de aguas residuales industriales

En años recientes se ha incrementado el conocimiento de los efectos de la contaminación del agua, lo que ha llevado de forma global a una legislación más estricta en lo que concierne a la de descarga de residuos industriales.

El principal objetivo del tratamiento de las aguas residuales industriales es cumplir con parámetros preestablecidos, llámense normas, de tal forma que se puedan minimizar los efectos que estas pudiesen causar al ambiente, en México estos parámetros están controlados por las normas NOM-001-ECOL-1996 y NOM-002-ECOL-1996.

En la industria química el agua se usa como solvente, reactivo, medio de reacción, medio de transporte, medio de transferencia de calor y en la industria alimentaria y cervecera constituye un elemento importante de muchos productos.

La cantidad de agua que demanda la industria es enorme, está demostrada por los requerimientos de agua de algunos procesos claves en la industria química como la producción de ácido sulfúrico, que por cada tonelada que se produce de éste, se requiere de 20 toneladas de agua, o en el caso de la sosa cáustica que para una tonelada de producción se requieren 80 de agua. Todo esto nos da una idea de la cantidad de la cantidad de agua residual que se genera en la industria, la cual debido tanto a los daños ambientales, como a requerimientos de legislación, debe ser tratada, lo que representa un gran gasto, y en algunas veces la tecnología no puede tratar este problema o la forma en que estos se presentan.

1.2 Tipos de tratamiento de las aguas residuales industriales

Los tratamientos de aguas residuales se pueden clasificar como tratamientos físicos, químicos, fisicoquímicos y biológicos.

Cuando se tratan aguas residuales, generalmente se utiliza más de un tratamiento para alcanzar los parámetros establecidos, este tratamiento puede ser la combinación de dos o más procesos (por ejemplo un fisicoquímico y un biológico), aunque esto es determinado por el mismo proceso.

Para el caso del tratamiento de aguas residuales tóxicas de origen orgánico, una vez que el influente ha sido acondicionado, los tratamientos más comunes son los biológicos (lodos activados).

1.2.1 Tratamientos físicos

Los tratamientos físicos son aquellos donde se utilizan las fuerzas físicas para separar los contaminantes del agua. En este tipo de tratamientos solo se remueven los contaminantes sin llevarse a cabo alguna reacción química.

En la tabla 1-1 se muestran los procesos físicos más comunes y su aplicación en el tratamiento de aguas residuales.

Tabla 1-1. Procesos físicos más comunes usados en el tratamiento de aguas residuales industriales.

PROCESO	APLICACIÓN
Separación por gravedad	Separación de aceites, grasas y sólidos.
Flotación por aire	Separación de aceites emulsionados.
Evaporación	Remoción de compuestos orgánicos volátiles, drenado de lodos residuales.
Floculación	Aglomeración de partículas suspendidas para separar por gravedad los flocos resultantes.
Filtración	Remoción de sólidos suspendidos, biomasa remanente.
Adsorción	Remoción de compuestos orgánicos e inorgánicos, presentes en aguas.

Fuente: Metcalf y Eddy, INC. (1991)

1.2.2 Tratamientos químicos

Los procesos químicos se caracterizan porque en ellos se manipulan las propiedades químicas de los contaminantes para facilitar su remoción. Los procesos más utilizados en la industria son la precipitación química, el intercambio iónico y la oxidación por medio de agentes fuertemente oxidantes como el ozono o el cloro.

En la tabla 1-2 se muestran algunos procesos químicos y su aplicación en el tratamiento de aguas.

Tabla 1-2. Procesos químicos más comunes usados en el tratamiento de aguas residuales industriales.

PROCESO	APLICACIÓN
Neutralización	Control de pH para tratamientos posteriores, biológicos o químicos.
Precipitación	Remoción de metales pesados.
Intercambio iónico	Remoción de metales y ablandamiento del agua
Tratamiento con agentes oxidantes (Cl ₂ , O ₃ , UV)	Desinfección, remoción de la DQO.

Fuente: Metcalf y Eddy, INC. (1991)

1.2.3 Tratamientos biológicos

Los procesos biológicos se basan en la descomposición de los compuestos contaminantes por microorganismos, los cuales previa aclimatación, utilizan al

contaminante de alimento para crecer y reproducirse. Los procesos biológicos pueden llevarse a cabo bajo condiciones aerobias o anaerobias. En condiciones aerobias, los microorganismos utilizan oxígeno como aceptor de protones en su ciclo metabólico, en condiciones anaerobias los microorganismos utilizan especies como CO_2 , nitratos o sulfatos como aceptores de protones.

Los procesos aerobios tienen como ventaja sus elevadas velocidades de reacción, así como sus altas remociones de DQO, en desventaja tienen el alto consumo de energía en el proceso de aeración, por su parte los anaerobios tienen como ventaja que pueden conservar su actividad metabólica por largos periodos de ayuno y soportan altas cargas orgánicas, en su contra podemos decir que sus tiempos de reacción son largos, además de que su eficiencia de remoción es menor si los comparamos con los procesos aerobios.

En ambos procesos, cuando la degradación del contaminante es completa se dice que hay una mineralización y los productos de dicha mineralización son CO_2 y agua para los procesos aerobios y en el caso de los anaerobios dependiendo de cual fue la especie aceptora de protones los productos son CH_4 y CO_2 para el caso del CO_2 ; CO_2 , N_2 y agua para el caso de los nitratos; CO_2 , H_2S y agua para el caso de los sulfatos.

1.2.3.1 Sistemas de lodos activados

El proceso de lodos activados es el proceso biológico de más amplio uso para el tratamiento de aguas residuales, orgánicas e industriales. Han surgido algunas variantes con el transcurso del tiempo, los cuales les dan una versatilidad que le permite adaptarse a un amplio campo de circunstancias operacionales.

El principio básico de operación de los lodos activados consiste en que las aguas residuales se pongan en contacto con una población microbiana mixta, en forma de suspensión floculenta en un sistema aerado y agitado. Esta materia y los nutrientes disueltos se descomponen por el metabolismo microbiano, proceso conocido como estabilización. En este proceso, parte del material nutriente se oxida a sustancias simples como el bióxido de carbono, un proceso denominado mineralización y parte se convierte en una materia nueva celular microbiana, llamada asimilación. Parte de la masa microbiana se descompone también de la misma manera, un proceso llamado respiración endógena. El proceso oxidativo suministra la energía necesaria para los procesos de adsorción y asimilación.

Una vez que se alcanza el grado de tratamiento que se desea, la masa microbiana se separa del agua residual por sedimentación, por lo general en un recipiente separado, la etapa de separación también es conocida como clarificación, asentamiento o sedimentación. El sobrenadante de la etapa de separación resulta entonces el agua residual tratada y debe estar virtualmente libre de lodos. La mayor parte del lodo asentado en la etapa de separación se regresa a la etapa de

aeración para mantener la concentración de los lodos en el tanque de aeración al nivel necesario para un tratamiento efectivo. En un sistema balanceado, el lodo desechado representa la cantidad neta de masa microbiana por asimilación en la etapa de aeración.

La naturaleza floculenta de los lodos activados resulta entonces importante, en primer lugar para la absorción de la materia coloidales, iónicas y en suspensión dentro del agua residual, y en segundo lugar para la separación rápida, eficiente y económica.

La alimentación de aguas residuales al tanque de aeración pasa frecuentemente por un tratamiento primario de tratamiento, para la remoción de arenas, materiales aceitosos y grasosos y materia sólida gruesa por medios físicos como el asentamiento y el cribado.

1.3 Reactores discontinuos secuenciales (SBR)

Los reactores discontinuos secuenciales (SBR) son un caso especial de lodos activados.

La Agencia de Protección al Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA) da un reporte en 1983 donde resume que el SBR es un sistema de lodos activados que opera en función al tiempo y no al espacio. En el SBR se realiza la igualación, tratamiento biológico y clarificación en un solo tanque, usando una secuencia con control de tiempo. En un sistema de lodos activados convencional, el proceso se completa si se utilizara tanques de separación.

Los SBR se empezaron a utilizar entre 1914 y 1920 y en un principio cuando se empezaron a utilizar, presentaban una gran variedad de problemas entre los que podemos mencionar:

- La gran disipación de energía durante la descarga del efluente, en comparación con la velocidad de flujo del influente.
- El taponamiento de los difusores de aire, en el periodo de sedimentación de lodos.
- El aumento en la atención de operación para abrir y cerrar válvulas, así como en la limpieza de los difusores.

En muchos de los casos, en estos sistemas el flujo de operación se transformaba en continuo.

Fue hasta el periodo comprendido entre los años de 1970 y 1990 cuando se tuvieron conocimientos para solucionar los problemas que presentaban los sistemas de llenado y vaciado en 1920, y para los cuales se plantearon las siguientes soluciones:

- Para solucionar la disipación de energía, se propone colocar un sistema multi tanque.
- Para el taponamiento de los difusores de aire, se propuso utilizar nuevos materiales, así como instalar un dispositivo de aeración.
- Para minimizar la atención excesiva de los operadores, utilizar sistemas de control.

1.3.1 El SBR desde el punto de vista físico

El sistema SBR desde el punto de vista físico es un sistema de tanques que opera bajo ciclos de llenado y vaciado. Cada tanque es llenado durante un periodo de tiempo y se opera como un reactor discontinuo.

Después del tratamiento deseado, la biomasa sedimenta y el sobrenadante clarificado se vacía del tanque.

El tiempo total de un SBR es usado para establecer el tamaño del sistema y se puede relacionar al volumen total de un sistema convencional de lodos activados con flujo continuo, como resultado la suma de la fracción de tiempo dedicada a cierta función específica en el SBR es equivalente a algún tanque correspondiente en un sistema orientado en el espacio. Mientras el volumen relativo de los tanques es dedicado a la aeración y sedimentación en el SBR puede ser redistribuido fácilmente ajustando el mecanismo de control con tiempo planeado para cierta función. En un sistema convencional de flujo continuo de lodos activados, la relación del volumen del tanque es arreglada y no puede ser compartida o redistribuida como en el SBR.

Debido a la flexibilidad asociada al tiempo y al espacio, el SBR puede ser operado como ambos: un sistema de mano de obra intensiva, baja energía, gran cantidad de lodos, o un sistema de mano de obra mínimo, alta energía, y un poca producción de lodos, para la misma planta.

1.3.1.1 Fases del SBR

El ciclo de cada tanque de un reactor SBR típico se divide en 5 periodos: Llenado, Reacción, Estabilización, Sedimentación y Tiempo Muerto.

El llenado del tanque puede ser tanto de aguas residuales crudas o de un efluente primario y puede ser bombeado o llevado por gravedad. Durante el llenado al influente del agua residual se le añade a la biomasa la cual permanece en el tanque antes del ciclo y hasta alcanzar el máximo 100%, puede ser desde 25% a 70% más del volumen, dependiendo de factores como la carga orgánica, el tiempo de retención deseado, así como de las características de sedimentación de los microorganismos.

El tiempo de llenado depende del volumen del tanque, en su caso el número de tanques paralelos y de la variación del flujo del agua residual. El llenado y mezclado, así como la reacción pueden tener fases diferentes basadas en las políticas de aeración y mezclado.

El llenado puede ser de varias maneras entre las que podemos mencionar al llenado estático, este se presenta cuando hay una entrada mínima de energía y alta concentración de sustrato al final del llenado, el llenado con mezcla, este se da si existe un mezclado sin aeración como consecuencia, mínima actividad aerobia, permitiendo la reacción anóxicas y anaerobias, resultado de la desnitrificación, el llenado con aeración mezclado con aire forzado, lo que trae consigo el comienzo de las condiciones aerobias, una reducción en el tiempo del ciclo y se mantiene baja la concentración de sustrato

Para la aeración se puede emplear prácticamente cualquier sistema, por difusión, superficial, por mecanismo de flotación, por reactores, entre otros. El sistema de aeración ideal debe ser capaz de suministrar tanto un intervalo de mezclado violento desde cero hasta agitación completa, y la flexibilidad de la mezcla sin aireación.

La etapa de llenado se termina cuando el tanque esta lleno, lo cual es determinado por un indicador de nivel, siendo este el llenado máximo. El flujo del agua residual pasa a otro nivel en el sistema SBR.

La siguiente fase es la de reacción, esta se inicia durante el llenado y se completan durante la fase de reacción. Dependiendo de la mezcla que se utilice las reacciones pueden ser como se indica a continuación.

Reacción de Mezclado, esta se realiza sin aire, puede existir una mínima actividad aerobia, permitiendo las reacciones anóxicas y posibles reacciones anaeróbias, a bajas concentraciones de oxígeno disuelto, en presencia de nitratos los microorganismos utilizan oxígeno de éste para oxidar materia orgánica presente en el influente, este proceso es conocido como desnitrificación.

Reacción con aireación, se puede llevar a cabo las reacciones aerobias, el efluente contiene altas concentraciones de oxígeno disuelto.

El tiempo de reacción puede variar de cero hasta más del 50 % del tiempo del ciclo, aunque depende del tipo de agua residual que se trata, industrial o municipal.

La siguiente fase es la sedimentación, para el sistema SBR, los sólidos permanecen en reposo en el tanque, en el caso de ser aerobio se suspende la aeración y la agitación en su caso con el fin de que los lodos sedimenten por densidad, para el caso anaerobio solo se suspende la agitación, durante este proceso no hay entrada ni salida de flujo al SBR. Dependiendo del tipo de lodos el tiempo de sedimentación puede variar desde unos minutos hasta 1 hora.

El mecanismo de vaciado puede ser por varias formas, una de ellas puede ser por una tubería colocada a cierto nivel con regulación de flujo por medio de una válvula o una bomba dependiendo del grado hidráulico del sistema, o se puede usar un vertedor ajustable o flotante. El vaciado debe ser diseñado y operado de manera que prevenga la flotación de lodos a la descarga. El tiempo de vaciado puede ser de 5 a más de 30% el tiempo total del ciclo, sin embargo se recomienda que no sea demasiado grande para evitar problemas de elevación de lodos.

El tiempo muerto esta después de la operación de vaciado el tanque esta listo para recibir más agua residual para ser tratada. Si el sistema está diseñado para que el tanque en fase de llenado alcance su nivel de líquido máximo, el tanque debe esperar que se complete la fase de vaciado. El periodo entre el vaciado y el llenado se le llama tiempo muerto, es un tiempo de espera y puede ser utilizado para la eliminación de los lodos

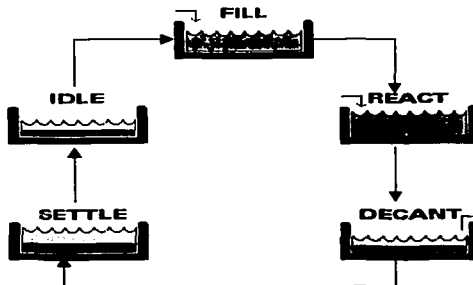


Fig. 1-1 Fases de un SBR

TESS CON
FALLA DE ORIGEN

1.3.2 El SBR desde el punto de vista biológico

El sistema de lodos activado es un estado no estacionario, donde los organismos controlan la variación de la tasa de crecimiento y la disponibilidad de oxígeno, se puede manipular la distribución de organismos en el reactor y el estado fisiológico de los organismos desarrollados. Esto ha sido demostrado para los SBR en la remoción de nitrógeno, la remoción de fósforo biológico, el control de filamentos, la remoción de organismos específicos en las aguas residuales industriales y la destrucción de aguas residuales tóxicas.

Lo básico para la selección de organismos implica la distribución de organismos que esta influenciado por los siguientes factores

- El sustrato en su estado natural y las variaciones con el tiempo del flujo de flujo másico de los componentes individuales en el agua residual inicial.
- La variación de la tasa de crecimiento por disponibilidad de nutrientes.
- El tiempo en el que los organismos estas expuestos a las condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias.
- Los subproductos generados en el sistema.

Los resultados a escala real han arrojado como resultado que las variaciones en la tasa de crecimiento así como la disponibilidad de oxígeno, pueden influir en la presión de selección impuesta por la variedad en el agua residual cruda, esta influencia es generalmente benéfica para la operación de los SBR.

Los objetivos para posibles operaciones con los sistemas de control para SBR son la manipulación de varias presiones de selección, en cualquiera de los dos casos independiente o asociada, para enriquecer y mantener la distribución de organismos que produzcan los resultados deseados.

Los SBR pueden ser de biomasa fija o de biomasa en suspensión o una combinación de ellas, como el Lecho móvil, los sistemas de biomasa fija se presentan donde el crecimiento de los organismos se realiza en la superficie de un material que sirve como soporte, el sistema de biomasa en suspensión que es el caso común de lodos activados es donde los organismos crecen en suspensión. El lecho móvil es donde el crecimiento de los microorganismos se presenta en suspensión y en el soporte en movimiento.

Los microorganismos presente en los contaminantes de aguas residuales municipales, industriales y aguas residuales tóxicas transforman nuevas células, dióxido de carbono, agua y todos los productos finales los cuales dependen de los contaminantes naturales y la distribución de organismos presentes.

1.3.3. Ventajas de los SBR

- ✓ La igualación, el tratamiento biológico y la clarificación puede conseguirse por un reactor que tiene un solo tanque.
- ✓ La operación es flexible y controlada.
- ✓ Ocupa un espacio mínimo
- ✓ Es un potencial de ahorro de capital por la eliminación de clarificadores y otros equipos.

1.3.4 Desventajas de los SRB

- ✓ Requiere de controladores muy sofisticados, en comparación con los sistemas convencionales, en especial para sistemas grandes de unidades de tiempo y control.
- ✓ Alto mantenimiento asociado con controles sofisticados.
- ✓ El potencial de descarga para el lodo flotante o sedimentado durante la fase de decantado o vaciado con algunas configuraciones de SBR.
- ✓ El dispositivo de aeración depende del fabricante para la selección del ciclo de operación.
- ✓ El potencial requerido para la aeración después del SBR depende del flujo de salida del proceso.

1.4 Compuestos fenólicos en las aguas industriales

El incremento en la actividad industrial y las nuevas tecnologías han llevado a producir nuevos compuestos, que se encuentran en la naturaleza pero su concentración original de estas esta muy por debajo de la que ahora este presente.

Estos compuestos se les denomina xenobióticos y un ejemplo de estos son los compuestos fenólicos, estos compuestos se caracterizan por su toxicidad y están considerados como compuestos difícilmente biodegradables, el 4-clorofenol es un compuesto representativo de los compuestos fenólicos, los cuales están presentes en diversas industrias, como la papelera, la petroquímica entre otras.

1.5 Aclimatación

El periodo de aclimatación de los microorganismos a compuestos tóxicos se define como el intervalo de tiempo a partir de la introducción del compuesto orgánico en determinado ambiente, hasta cuando se hace evidente la remoción del compuesto (Buitrón, 1993), durante este periodo los microorganismos

experimentan cambios fisiológicos, morfológicos y genéticos de tal forma que sólo los más aptos se desarrollan bajo las nuevas condiciones del medio.

La aclimatación a un químico puede inducir habilidades para metabolizar un grupo con estructuralmente similares al que fue aclimatado.

El tiempo de aclimatación varía con respecto al tipo y cantidad del inoculo, la metodología utilizada, las condiciones físicas y químicas presentadas durante la exposición, debido a esto el tiempo puede variar en un intervalo bastante amplio, desde una hora hasta meses.

1.6 Ayunos y picos de concentración

Muchos de los procesos industriales generan aguas residuales con compuestos tóxicos, algunos de ellos se caracterizan por su variabilidad en el efluente. En la industria química, petroquímica y farmacéutica, es frecuente la producción en lotes, esto hace que la descarga de aguas residuales no sea constante ni en flujo ni en concentración, de esta forma, los microorganismos de los sistemas biológicos de tratamiento están expuestos a picos de concentración y cuando no hay descarga del tóxico al que los microorganismos se aclimataron previamente, a periodos de ayunos.

Este es un problema en tratamiento de aguas industriales, debido a que los sistemas convencionales como los tanques de igualación, han demostrado que no pueden homogeneizar tanto el flujo como la concentración de las aguas residuales a la entrada del reactor biológico que les dará tratamiento y en otros casos ni siquiera cuando se diseña la planta, se consideran estas fluctuaciones (Irvine *et al*, 1997).

La importancia del problema de los ayunos y los picos de concentración se deriva, de que al perder la actividad microbiana, se pierde el funcionamiento correcto de la planta, ya que de la actividad microbiana dependen los tiempos de reacción y todo lo que derive de ellos, llegando al grado de la inoperabilidad de la planta debido a que no cumple con los parámetros de salida del reactor.

Torres y Buitrón (2000) han estudiado los efectos negativos de los periodos de ayuno en la degradación del 4-clorofenol por lodos activados en un reactor discontinuo secuencial (SBR), en su estudio ellos prolongan la fase de aeración en un intervalo de 20 a 23 horas después de haber completado la degradación. Los autores atribuyen la pérdida en la capacidad microbiana a una pérdida en la actividad enzimática y la viabilidad de células suspendidas.

1.7 Sistemas de película biológica

El tratamiento de aguas residuales se puede efectuar en reactores de biopelícula, poniendo en contacto dichas aguas con una población microbiana mixta, adherida a la superficie de un medio sólido que sirve como soporte.

Cualquier superficie en contacto con un medio de nutrientes que contenga microorganismos desarrollará una capa biológicamente activa, y en consecuencia las películas biológicas adheridas constituyen una característica de todo tipo de reactor biológico.

La biopelícula o la biomasa fija soportada en partículas sólidas, llamadas empaques son utilizadas en el tratamiento de aguas residuales, estas biopelículas dependen de la mezcla de microorganismos, en especial bacterias, las cuales son inmovilizadas dentro del soporte sólido, con lo que presentan las ventajas siguientes.

- El material que sirve de soporte no es caro, este puede ser arena, cuarzo o plástico.
- Presenta altas concentraciones de biomasa en el reactor.
- La opción de operar con poblaciones mixtas y sin condiciones asépticas.

Esta última ventaja permite a los sistemas de biopelícula operar de manera tal que permite el crecimiento microbiano mediando una variedad de reacciones biológicas simultáneamente.

La mayor desventaja de los reactores de película fija es la carencia de un control sobre el grueso de la biopelícula ocasionando problemas de transferencia de masa. Sin embargo a pesar de las ventajas que ofrece también ofrece la gran desventaja de que presentan largos periodos de arranque.

Los sistemas de películas adheridas se pueden considerar convenientemente como formados por dos tipos diferentes: sistemas estacionarios o de medio fijo, y sistemas de medio en movimiento. En ambos tipos de sistemas, el agua residual se mueve alrededor del soporte donde está adherida la biopelícula. En el primer caso el agua residual pasa sobre el medio estacionario y en el segundo caso, el medio se mueve a través del líquido.

Los reactores de película biológica en medio fijo han estado en uso desde hace mucho tiempo para el tratamiento de aguas residuales, pero los sistemas de medio en movimiento son relativamente recientes

1.7.1 Sistemas de películas biológicas en movimiento

En este tipo de sistemas el crecimiento de los microorganismos es básicamente en un material sólido que le sirve de soporte, a diferencia de los sistemas de películas fijas, el soporte se mueve a través del seno del licor mezclado, generalmente este movimiento es creado por el movimiento del propio fluido. Existen varias ventajas que resultan de utilizar un sistema de biomasa fija.

- Se elimina el peligro de bloqueo de lecho por la acumulación de lama sobre el medio sólido de soporte, como sucede en los sistemas de lecho fijo, ya que las partículas tienen libertad de movimiento.
- La superficie específica de las partículas de soporte utilizadas es muy alta y puede equivaler a varios miles de metros cuadrados por metro cúbico del lecho.
- Se puede mantener una alta cantidad de biomasa en contacto con las aguas residuales en tratamiento varias veces mayor que las que se pueden obtener en lecho fijo o en sistemas floculentos.

1.7.1.1 Sistemas de lecho móvil

Los sistemas de lecho móvil se pueden considerar como una combinación de los sistemas entre de crecimiento adherido y de crecimiento en suspensión. El sistema de lecho móvil es un caso especial de los sistemas de películas biológicas en movimiento, se compone por dos tipos de biomasa, biomasa en suspensión y biomasa fija a un soporte el cual se encuentra en movimiento, el cual puede ser por agitador o por el propio sistema de aeración en su caso. Este tipo de sistema ha centrado la atención de su aplicación en sistemas de tratamiento, sobre todo en los últimos años. En Noruega se ha estudiado la influencia del lecho móvil, en las plantas de tratamiento de aguas tanto municipales como industriales, debido a que han encontrado ventajas como son.

- Los reactores donde se tienen biopelículas son mucho más compactos, por lo tanto requieren de menos espacio.
- El tratamiento es menos dependiente de la separación final del lodo.

Este nuevo sistema de biomasa fija en movimiento denominada como lecho móvil, fue desarrollado en Noruega, la biomasa está adherida al soporte que se mueve libremente en el licor mezclado, estando de esta forma en contacto con el sustrato,

se ha demostrado que para un reactor muy compacto se han obtenido resultados de biomasa muy eficientes para reactores de tratamiento de aguas tanto industrial como municipal (Odegaard *et al* 1994). Además se demostró en este estudio que la biomasa fijada al soporte tiene una actividad biológica muy alta por kilogramo de biomasa adherida al empaque, lo que se ven reflejadas en las cinéticas de degradación.

En este estudio realizado, utilizaron un lecho móvil cuyo soporte es de polietileno con una densidad de 0.95 g/cm^3 en forma de pequeños cilindros de aproximadamente 10 mm de altura, dentro del cilindro estos cilindros tienen unas aletas, para incrementar el área superficial del empaque.

En la fase aerobia el movimiento del lecho es por el movimiento creado en la fase de aeración, mientras que en los de fase anaerobia o anóxica, el movimiento es creado por un agitador.

1.7.2 Medios de soporte para biopelículas

El medio usado para soportar la película biológica puede ser mineral o de material específicamente fabricado como en el caso de los sistemas de lecho fijo. Entre los medios minerales utilizados, están la arena, el carbón, la antracita o el vidrio en rango de tamaño de 0.2 a 0.3 mm. Las partículas pequeñas tienen mayor área específica, pero una más baja velocidad de asentamiento. En las partículas minerales sólo se tiene la superficie exterior para soportar una película biológica.

También se han desarrollado medios fabricados que permiten que la biomasa crezca dentro de la estructura porosa interna de la partícula. Los materiales utilizados para producir dicho efecto pueden ser esferas tejidas de alambre de acero inoxidable, espuma reticulada de poliéster y hojas reticuladas de polipropileno entre muchos otros, así también se han diseñado empaques especiales con figuras geométricas tales que permitan la fácil colonización de los microorganismos.

Últimamente se han desarrollado empaques que ofrezcan una propiedad hidrófoba importante para ser afines con las sustancias segregadas por los microorganismos para su unión entre ellos o entre ellos y el empaque, los materiales que cumplen con esta propiedad son los materiales sintéticos entre los que destacan el polietileno de alta y baja densidad, el poliuretano entre otros.

CAPITULO 2. METODOLOGÍA

2.1 Estrategia experimental

Primeramente se aclimató la biomasa y se colonizó el empaque. Una vez realizado esto, se prosiguió a experimentar con el lecho móvil (SBR-LM). Se realizaron ayunos de 24 y 48 horas con 175 mg4-CF/L, lo que quiere decir que, debido a las características físicas y de operación del reactor, la concentración dentro del mismo fue de 100 mg/L de 4-CF, se realizaron también picos de concentración de 875, 1840 y 3520 mg4-CF/L, para estos casos las concentraciones dentro del reactor fueron 500, 1050 y 2010 mg/L de 4-CF respectivamente. La concentración a la que los microorganismos fueron aclimatados fue 100 mg4-CF/L. Esta concentración fue la concentración de referencia para observar los efectos de los experimentos antes mencionados. Después de esto, se separó la biomasa en fija y suspendida para conocer la influencia del empaque en el lecho móvil, posteriormente se continuó trabajando con la biomasa suspendida, con la que se realizaron experimentos de ayunos de 12, y 24 horas a la misma concentración que en los ayunos con lecho móvil.

2.2 Reactor piloto

Los experimentos se realizaron en un reactor tipo SBR, de lecho móvil, que posteriormente se utilizó solo con biomasa suspendida.

El lecho móvil es una mezcla de biomasa suspendida y empaque con biomasa fija en suspensión como empaque se utilizaron anillos de polietileno de alta densidad BCN009 Plus de la compañía alemana 2H. Estos anillos tienen las siguientes características. Área superficial de $963 \text{ m}^2/\text{m}^3$, o $10,084 \text{ cm}^2/\text{anillo}$, una densidad de $150 \text{ Kg}/\text{m}^3$, un diámetro de anillo de 7 mm. Se utilizaron un total de 1450 anillos dentro del reactor de lecho móvil, por lo tanto el área superficial total fue de 1.462 m^2 .

El SBR utilizado tenían un volumen de 7 litros con un 57% de intercambio del mismo, un flujo de aire de 1.5 L/min y temperatura controlada en 20°C . El proceso fue acoplado a través de una computadora a un sensor basado en la medición del oxígeno disuelto dentro del reactor, esto para controlar la actividad de los microorganismos, y así controlar la eficiencia de los procesos. La variación en el oxígeno disuelto fue la variable que indicaba la evolución del sustrato dentro del reactor (Moreno *et al*, 1998). El proceso fue controlado por el programa BIOREC.

El programa BIOREC (Betancurt *et al*, 2002) es quien administra la automatización de los procesos, administra las bombas tanto de alimentación como de vaciado, el flujo de aire suministrado, mide en línea el Oxígeno disuelto, el pH, la temperatura,

el tiempo de encendido y apagado de ambas bombas y registra la fase a la que se encuentra la reacción.

En todos nuestros experimentos las fases de reacción fueron: llenado y reacción, sedimentación, vaciado, preaeración y un tiempo muerto. La duración de estas fases son 190 minutos para el llenado y reacción, 12 minutos para la sedimentación, 5 minutos para el vaciado y 15 minutos para la preaeración, también se contó con un tiempo muerto, el cual fue de 1 minuto.

La fase de llenado y reacción se considera como una sola, debido a que el tiempo de llenado es mínimo (5 minutos) en comparación del tiempo total que es de 190 minutos, también se incluyó una preaeración con el objeto de que los valores de oxígeno disuelto llegaran a niveles cercanos al oxígeno de saturación, cabe señalar que esto es muy importante ya que la variable a controlar es precisamente el oxígeno disuelto.

Para los experimentos de los picos de concentración, debido a la alta concentración del sustrato, el tiempo de llenado y reacción es variable y generalmente fue más alto que el tiempo que registraron los demás experimentos.

El compuesto empleado como modelo fue el 4-clorofenol (4-CF), la concentración de dicho compuesto dentro del reactor fue de 100 mg/L, mientras la concentración dentro del tanque de alimentación fue de 175 mg/L .

Además del compuesto modelo (4-CF), la alimentación tenía los nutrientes esenciales para que pudiera ocurrir el metabolismo de los microorganismos como el nitrógeno, fósforo, azufre.

Estos nutrientes fueron administrados en forma de soluciones, los cuales dentro del reactor estaban presentes con la composición presentada en la tabla 2.1.

Tabla 2.1 concentración de nutrientes dentro del reactor

NUTRIENTE	CONCENTRACIÓN	NUTRIENTE	CONCENTRACIÓN
KH_2PO_4	0.102/7.5 E-4	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	0.039/1.6E-4
K_2HPO_4	0.1305/7.5E-4	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0.06374.3E-4
$Na_2HPO_4 \cdot H_2O$	0.3018/1.1E-3	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	4E-4/1.62E-6
NH_4Cl	0.030/5.6E-4		

Concentración [g/L]/[mol/L]

Se mantuvo especial atención en la concentración del nitrógeno amoniacal (NH_4Cl) de tal forma que la relación (C/N) dentro del reactor fuera siempre de 100/5, correspondiendo 100 al Carbono y 5 al Nitrógeno amoniacal, de esta forma la atención se centró en la solución que administra el NH_4Cl .

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

2.3 Aclimatación y colonización

Antes de iniciar con nuestra experimentación, se inoculo el reactor con lodos de una planta de tratamiento de aguas municipales, y se prosiguió a aclimatar la biomasa al 4-CF, durante este periodo, también se siguió de cerca la colonización del empaque empleado para soportar la biomasa.

La forma en que se aclimató la biomasa fue inoculando 2000 mg/L de sólidos suspendidos volátiles (SSV). La concentración del 4-CF dentro del SBR fue de 100 mg/L. Se adicionaron nutrientes de acuerdo a la tabla 2.1

La estrategia de aclimatación fue suministrarle cantidades iguales en concentración de 4-CF al reactor durante varios ciclos de operación, una vez que el 4-CF suministrado había sido consumido, se le introducía nuevamente la misma concentración de 4-CF, hasta obtener tiempos de degradación muy similares, la variación del tiempo de degradación entre los ciclos fue la variable a considerar para determinar que la biomasa había sido aclimatada al 4-CF. Es decir, se considero aclimatada la biomasa cuando el tiempo de degradación de los ciclos ya no variaba significativamente.

Las cinéticas que se siguieron durante este proceso de aclimatación fueron las del 4-CF, el Carbono orgánico total (COT), el metabolito (MET) (ácido semi-aldehído 5-cloro-2-hidroximucónico).

En cuanto a la colonización del empaque para la creación de la biopelícula, se siguió durante toda la aclimatación, el INTF como indicador de la actividad deshidrogenasa de las bacterias fijadas en el mismo, así se dejó durante todos los ciclos de operación por un tiempo de 38 días. El INT (cloruro de 2-(p-iodofenil)-3-(p-nitrofenil)-5-(feniltetrazolium)) es un reactivo de óxido reducción que mide la actividad de las bacterias adheridas al empaque, este compuesto en su forma oxidada es soluble en el agua. Al ser respirado por las bacterias se reduce formando un compuesto colorido insoluble. Para cuantificar la cantidad de biomasa, el compuesto colorido se extrajo de seis empaques con 5 ml de metanol. Posteriormente se leyó la absorbancia y se calculó la cantidad de INT formazán obtenida. Se construyo una curva de calibración entre INT formazán y SSV. Con ella y el valor de INT formazán obtenido, se evaluó la cantidad de SSV presentes en el empaque.

Durante todo este proceso se mantuvo constante a la temperatura (20°C), al pH (7) y a los SSV (2000 mg/L). El tiempo medio de retención celular fue 20 días y se mantuvo purgando una vez que los microorganismos estaban aclimatados, 1/20 del volumen.

2.4 Ayunos en el lecho móvil

Los ayunos que se realizaron en el reactor de lecho móvil (SBR-LM) una vez aclimatada la biomasa, fueron de 24 y 48 horas.

Para evaluar la influencia del ayuno en las cinéticas de degradación del 4-CF dentro del reactor de lecho móvil, se registró una cinética de degradación al compuesto con una concentración inicial dentro del reactor igual a la que los microorganismos estaban aclimatados (100 mg/L), para tomarla como referencia al ayuno, la que denominaremos como cinética "antes del ayuno". Después se expuso al SBR-LM al periodo de ayuno con el tiempo correspondiente al ayuno, y una vez finalizado el periodo de ayuno inmediatamente se registra la cinética posterior al mismo, a esta cinética la denominaremos como cinética "después del ayuno".

En todos los casos de ayunos, las condiciones de sólidos suspendidos volátiles (SSV), temperatura y pH se mantuvieron como una constante.

2.4.1 Recuperación entre ayunos

Cabe señalar que con la finalidad de que no interfiriera un ayuno en los siguientes experimentos, se dejó el reactor operar bajo control automático con las fases de reacción preestablecidas, durante 3 o 4 ciclos con el fin de que recuperara su actividad original.

2.5 Picos de concentración en el lecho móvil

Una vez concluidos los ayunos, nuevamente se recuperó la actividad de la biomasa, para iniciar con la experimentación, es decir con los picos de concentración. La forma en que se recuperó la actividad microbiana fue de la misma manera que como se hizo entre los ayunos.

Para evaluar la influencia de los picos de concentración en la cinética de degradación del compuesto modelo, se registró la cinética previa al pico de concentración, con organismos previamente aclimatados a la concentración del 4-CF la cual fue de 100 mg/L, las concentraciones de los picos fueron de 500, 1050 y 2010 mg/L, se registró la cinética durante el pico y finalmente para poder ver la influencia del pico de concentración, se registró la cinética después del pico. Es decir en los picos se registraron las cinéticas antes, durante y después del pico.

Las concentraciones están referidas como la concentración inicial dentro del reactor.

Al igual que en los ayunos, en los picos de concentración también se dejaron pasar varios ciclos entre los picos de tal forma que los resultados de los picos no interfiriesen entre sí.

Los SSV, la temperatura y el pH se mantuvieron constantes antes y después del pico de concentración. Se trató de que la concentración inicial dentro del reactor fuera lo más parecida antes y después del pico.

2.6 Influencia de la biomasa fija en el sistema

Una vez terminada la experimentación con el lecho móvil, esto es, los ayunos y los picos de concentración, se prosiguió a separar la biomasa en fija y suspendida, donde la fija corresponde a la biomasa que se encuentra adherida a los empaques, lo anterior con la finalidad de ver la influencia del empaque en la degradación del 4-CF.

Se llevó a cabo una cinética en el SBR-LM con 100 mg 4-CF/L. Una vez terminada la degradación, se procedió a separar la biomasa. Se efectuaron dos cinéticas de degradación en paralelo. Una con la biomasa suspendida y otra con los empaques conteniendo la biomasa fija. La concentración inicial fue de 100 mg/L para la biomasa suspendida y 28 mg/L para la biomasa fija. Posteriormente se volvió a reconstruir el SBR-LM mezclando ambas biomosas y llevando a cabo una nueva cinética de degradación. Las concentraciones están referidas al tiempo cero dentro del reactor.

En estos experimentos se compararon las tasas específicas de degradación al 4-CF de la biomasa fija y suspendida por separado.

2.7 Ayunos en la biomasa suspendida

Una vez terminados los experimentos comparativos entre la biomasa suspendida, fija y el lecho móvil, se siguió experimentando con la biomasa suspendida, en el mismo reactor discontinuo, es decir se le retiraron los empaques, ahora con la finalidad de evaluar los efectos provocados por ayunos y comparar estos efectos con los presentados en un reactor discontinuo de lecho móvil.

Los ayunos que se realizaron en el reactor de biomasa suspendida fueron por un periodo de 12 y 24 horas. Para conocer la influencia del ayuno en las cinéticas de degradación del 4-CF dentro del reactor de biomasa suspendida, se registró una

cinética de degradación al compuesto con una concentración inicial igual a la que los microorganismos estaban aclimatados, es decir a 100 mg4-CF /L, para tomarla como referencia al ayuno, la cual se denominó cinética "antes del ayuno". Después se expuso al SBR de biomasa suspendida al periodo de ayuno con el tiempo correspondiente al ayuno, y una vez finalizado el periodo de ayuno inmediatamente se registró la cinética posterior al mismo, denominada como "después del ayuno".

En todos los casos de ayunos, las condiciones de sólidos en suspensión volátiles, temperatura y pH se mantuvieron como una constante y además se procuró que la concentración al inicio de la reacción dentro del reactor fuera igual antes y después del ayuno.

Al igual que cuando el reactor tenía empaques, se dejó al reactor operar bajo control automático con las fases de reacción preestablecidas, durante 3 o 4 ciclos con el fin de que recuperara su actividad original y así los ayunos no interfirieran entre sí.

2.8 Métodos analíticos

En los experimentos de aclimatación, de ayunos y picos en el reactor con lecho móvil, así como en las cinéticas de la influencia del empaque en la biomasa suspendida, se monitorearon en el tiempo los valores del 4-CF, Carbono Orgánico Total (COT), así como el metabolito generado (ácido semi-aldehído 5-cloro-2-hidroxiimucónico), no se determinó la DQO, debido a problemas disponibilidad de reactivos, sin embargo se registró la medición del 4-CF, y el COT como indicadores de la cantidad de sustrato presente en el reactor.

Cabe señalar la importancia de medir el Carbono Orgánico Total ya que es una medición confirmatoria de que realmente se mineraliza el compuesto, pues el 4-CF por sí solo no es suficiente pues éste se puede transformar en otro compuesto, cuando en realidad no se ha mineralizado.

Para todas y cada una de las cinéticas realizadas con biomasa suspendida se realizaron las mediciones de todos los parámetros arriba citados, pero además se determinó la DQO.

2.8.1 Métodos de determinación de parámetros

Los parámetros fueron determinados por las técnicas analíticas basadas en APHA y modificadas de acuerdo a las características de nuestras condiciones, para determinar el 4-CF, el COT y la DQ30

O (en su caso), se recolectaba la muestra cada intervalo de tiempo determinado (10, 15, 20 minutos) y se analizaron fuera de línea. En el espectrofotómetro HACH se determinaba el 4-CF y el Metabolito, el primero se determinó a 500nm mientras el metabolito a 380 nm, para la DQO se utilizó el digestor HACH y el Total Organic Analyzer (TOC 5050 Schimadzu), los Sólidos en suspensión se determinaron también con APHA mediante la ignición de material orgánico a 550 °C. El INTF se determinó utilizando el espectrofotómetro HACH leyendo a una longitud de onda de 380 nm.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Aclimatación y colonización

Los resultados muestran que a medida que se aclimata la biomasa existe una disminución en el tiempo de degradación del 4-clorofenol, desde un tiempo inicial de 52 horas hasta llegar a degradar el sustrato en un tiempo de 1 hora con 45 minutos (Fig.3-1). Lo anterior se lo podemos atribuir a la proliferación de microorganismos capaces de degradar 4-CF, los cuales en un principio no se encontraban en cantidades necesarias para poder degradar del compuesto en tiempos razonables, y a la adecuación de los microorganismos ya existentes, no pudiendo sobrevivir los microorganismos que no son capaces de adecuarse al sustrato.

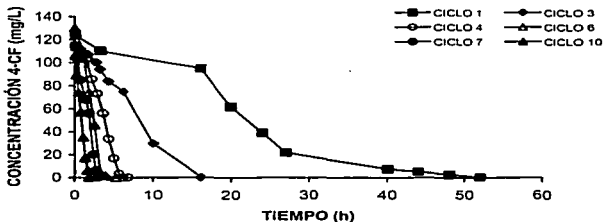
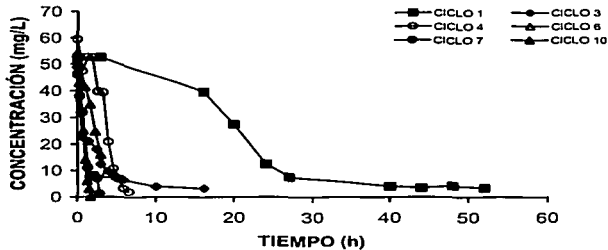


Fig.3-1 Cinéticas de degradación del 4-CF durante el periodo de aclimatación con concentración inicial de 100 mg/L.

La figura 3-2 muestra el comportamiento del carbono orgánico total durante el periodo de aclimatación al 4-CF, mostrando que hay un decremento en los tiempos de degradación del COT de 52 a 1.75 horas.

La cinética del COT mostrada nos dice que además de una degradación del 4-CF, existe una mineralización del mismo, puesto que los valores finales del COT son realmente bajos.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Fig.3-2 Cinéticas del COT durante el periodo de aclimatación al 4-CF con concentración inicial de 100 mg/L.

La evolución de la aclimatación se puede analizar considerando la tasa de remoción del sustrato (q_x) dada por la ecuación (1).

$$q_x = (S_0 - S) / (\Delta t X) \dots \dots \dots \text{Ec. (1)}$$

Donde:

S_0 y S : concentración inicial y al instante t respectivamente de sustrato (mg/L)

Δt : es el tiempo necesario para degradar el 100% de la concentración inicial (h).

X : Concentración de la biomasa (gSSV/L). Para el caso del lecho móvil, X es la suma de la biomasa suspendida y la fija.

La figura 3-3 muestra la evolución de la tasa específica de degradación de sustrato tanto para el 4-CF como para el COT. Se observa que se alcanzó un valor máximo después de 10 ciclos (7 días).

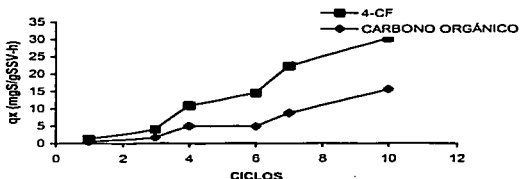


Fig. 3-3 Variación de la tasa específica de degradación durante la aclimatación al 4-CF.

La colonización del empaque medida indirectamente como actividad deshidrogenasa (INTF), muestra una dependencia con el tiempo (Fig. 3.-4), es decir mientras más tiempo dejemos el empaque más actividad deshidrogenasa tendremos. En nuestra experimentación tomamos 38 días para considerar colonizado el empaque ya que el valor del INTF ya no variaba significativamente.

El valor máximo alcanzado es de 0.0158 mgINTF/cm² de empaque, con lo que conociendo el área superficial del empaque y el número de empaques utilizados (1450) y con la ayuda de relaciones reportadas entre el INTF y los SSV, se puede conocer la cantidad de biomasa adherida al empaque.

Las relaciones que se han reportado son las siguientes:

132 $\mu\text{molINTF/gSSV}$ (Buitrón, 1993)

99 $\mu\text{molINTF/gSSV}$ (Mendoza *et al*, 1998)

Según estas relaciones, dentro del reactor tenemos una cantidad de 3.15gSSV de biomasa fija en los 1450 empaques dentro del reactor.

Los valores de INTF (Fig. 3-4) muestran una buena colonización en nuestro empaque. La fotografía muestra el empaque después de haber medido su actividad deshidrogenasa como INTF.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

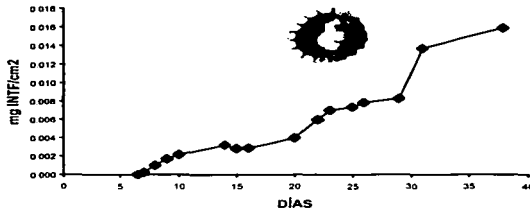


Fig.3-4 Colonización del empaque BCN009 Plus. La fotografía corresponde al empaque de polietileno de alta densidad colonizado

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

3.2 Reactor con lecho móvil

El reactor SBR, se inoculó con lodos de una planta de tratamientos de aguas municipales y se le agregó un empaque de polietileno de alta densidad, el cual se le dejó colonizar, una vez que el empaque estuvo colonizado, se realizaron los experimentos de ayunos a 24 y 48 horas, así como los picos de concentración de 500 y 1050 mg/L, la temperatura de operación se mantuvo en 20 °C, el pH en 7 unidades y los sólidos suspendidos volátiles en 2000 mg/L.

3.2.1 Ayunos

Después de tener aclimatada y colonizada la biomasa se realizó una cinética de degradación con una concentración inicial de 100 mg/L de 4-CF. Se registró una cinética previa al ayuno, después se dejó de suministrar sustrato al reactor por el tiempo correspondiente al ayuno y una vez terminado el evento se registró la cinética posterior al ayuno.

En los ayunos la secuencia fue: 24 y después el de 48 horas. Se dejó operar el reactor en automático 3 ó 4 ciclos para que los microorganismos recobraran su actividad original, estas cinéticas no se presentan en los resultados.

Después de exponer al reactor con lecho móvil (SBR-LM) a un ayuno por un periodo de 24 horas, podemos observar un incremento en el tiempo de degradación del 4-CF respecto al tiempo registrado antes de exponer a los microorganismos a dicho evento (Fig. 3-5). Atribuimos la conservación de la actividad microbiana a la presencia de la biomasa fija.

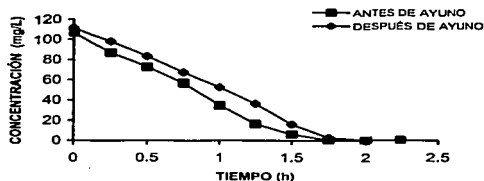


Fig. 3-5. Cinética del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.

En términos de la tasa específica de degradación en el ayuno de 24 horas, podemos observar un decremento inapreciable, pues pasa de un valor de 25 antes del ayuno a un valor de 22.75 mg4-CF/gSSVh después del mismo: En términos de porcentaje representa un decremento del 8%. En el cálculo de q_x la cantidad de biomasa es considerada como la suma de la biomasa suspendida y la biomasa fija su valor es de 2.45 gSSV/L.

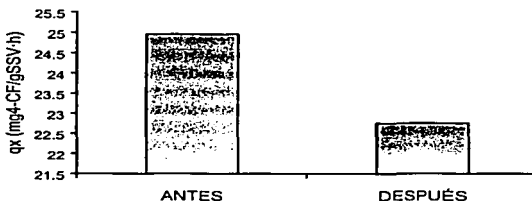


Fig. 3-6. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

La cinética del COT (Fig. 3-7) para el ayuno de 24 horas, presenta un incremento en el tiempo de degradación después de presentarse el mismo, el incremento en términos de magnitud es muy similar al del 4-CF para el mismo periodo de ayuno (Fig.3-5).

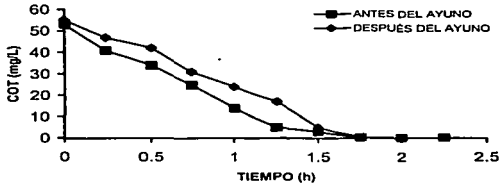


Fig. 3-7. Cinética del COT en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.

Para el metabolito generado (ácido semi-aldehído 5-cloro-2-hidroximucónico), antes y después del ayuno de 24 horas, podemos observar una presencia casi nula del mismo, en términos de magnitud, tenemos alrededor de 0.010 en unidades de absorbancia para un SBR-LM (Fig. 3-8). Se ha reportado (Commandeur *et al.*, 1990) que la presencia de este metabolito es debida a que las bacterias degradan el 4-CF por una ruta que lo genera. Esta vía aparece cuando los microorganismos se exponen a algún estrés (falta de oxígeno, pérdida de la actividad, inhibición). En todas las cinéticas de degradación se genera normalmente a bajas concentraciones. Cuando el sistema opera correctamente las bacterias lo degradan. Sin embargo, al presentarse cualquier problema de inhibición, el metabolito se acumula indicando un mal funcionamiento del sistema.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

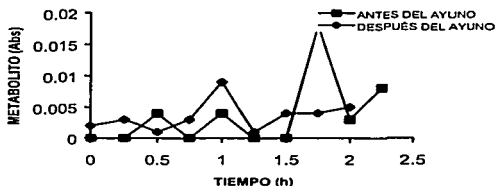


Fig. 3-8. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.

En el ayuno de 48 horas en un reactor de lecho móvil tipo SBR, se tiene un mayor incremento en el tiempo de degradación del 4-CF después de exponer el reactor al ayuno (Fig. 3-9), respecto al ayuno de 24 horas (Fig.3-5), lo podemos atribuir a que el periodo de ayuno es más prolongado, generando así cambios importantes en la actividad microbiana.

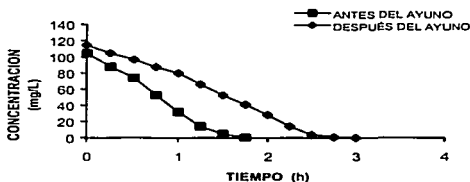


Fig. 3-9. Cinética del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 48 horas.

La tasa específica de degradación sufre un decremento del 30% (Fig. 3-10) el cual puede parecer elevado. Sin embargo si se compara este efecto con uno similar presentado en un reactor con biomasa suspendida. Se observa que no es significativo, pues se han reportado que con biomasa suspendida la tasa de degradación se puede incrementar hasta 3 veces para 36 horas de ayuno (Torres *et al* 2002).

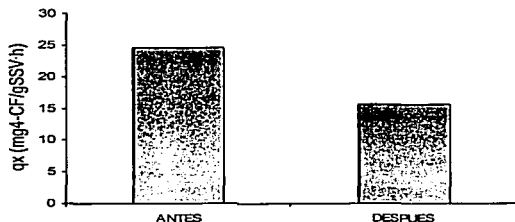


Fig. 3-10. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 48 horas.

La cinética del COT antes y después de exponer al reactor con lecho móvil a un ayuno de 48 horas (Fig. 3-11), presenta efectos similares a los presentados en el caso de la degradación del 4-CF, debido a que el COT es complementario del 4-CF y es indicativo de la mineralización del sustrato y no solo de la descomposición como lo es la concentración del 4-CF. Se observa una completa mineralización del sustrato después del ayuno.

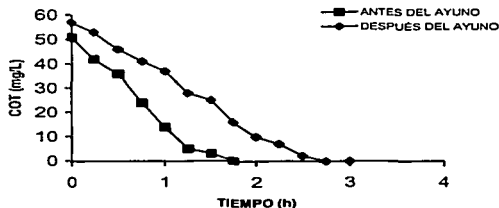


Fig. 3-11. Cinética del COT en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 48 horas.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Para el metabolito generado antes y después del ayuno de 48 horas, podemos observar una presencia de este en menos de 0.01 en unidades de absorbancia en promedio, con un pico de 0.047 que se presenta antes de exponer al reactor al ayuno por 48 horas, (Fig. 3-12).

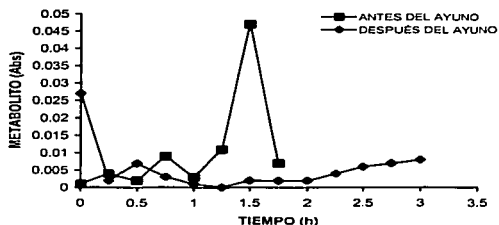


Fig. 3-12. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un ayuno de 48 horas.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

3.2.2 Picos de concentración

En los siguientes 12 gráficos se muestran los resultados de las cinéticas para el 4-CF, COT y metabolito, antes, durante y después de exponer el reactor de lecho móvil a picos de concentración de 500 y 1050 mg/L.

Para un pico de concentración de 500 mg 4-CF/L en un reactor de lecho móvil podemos observar la presencia de un ligero incremento en el tiempo de degradación del 4-CF y COT y metabolito, antes, durante y después del mismo (Fig. 3-13 y Fig. 3-14). Sin embargo al comparar este incremento (casi inexistente) con el obtenido por Buitrón *et al*, (2003) para un reactor de biomasa suspendida, observamos que en un reactor con lecho móvil es mucho menor para ambos casos (4-CF y COT) esto, a pesar de que el pico de ellos es menor (400 mg/L) y que contaban con una mayor presencia de biomasa (3010 mgSSV/L).

Por lo tanto podemos decir que los SBR con lecho móvil son mejores en su operación si en la misma se presentan picos de concentración.

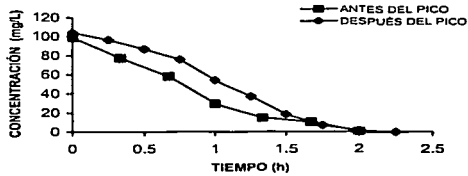


Fig. 3-13. Cinética del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 500 mg/L.

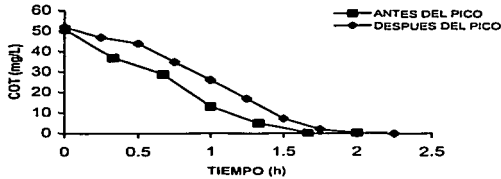


Fig. 3-14. Cinética del COT en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 500 mg/L.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

La tasa específica de degradación se muestra en la figura 3-15 y no presenta variaciones significativas en su magnitud, presenta un decremento de solo el 7 %. Al comparar este resultado con el obtenido por Buitrón *et al.*, (2003) para un pico de menor concentración (400 mg4-CF/L) y con mayor cantidad de biomasa (3370 mg/L) observamos que el decremento de la tasa específica de degradación para el reactor de lecho móvil es mucho menor que el presentado en un reactor de biomasa suspendida. El incremento en el tiempo de degradación reportado por los autores mencionados es del 24% y para un pico de 600 mg4-CF/L en un reactor de biomasa suspendida los mismos autores presentan un decremento del 50% en la tasa específica de degradación.

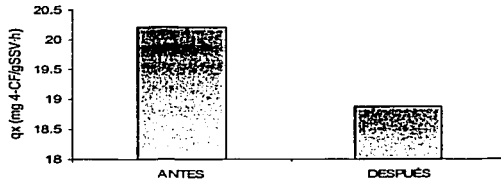


Fig. 3-15. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de 500 mg4-CF/L.

Para el metabolito generado antes y después del pico de 500 mg/L (Fig.3-16), podemos observar una presencia de este en menos de 0.04 en unidades de absorbancia, por lo que se puede concluir que no hubo efectos significativos. Al comparar este resultado con los obtenidos por Buitrón *et al*, (2003) para un reactor de biomasa suspendida, observamos que en el reactor de biomasa suspendida la presencia del metabolito es mayor, lo que representa una presencia de entre 5 y 10 veces mayor.

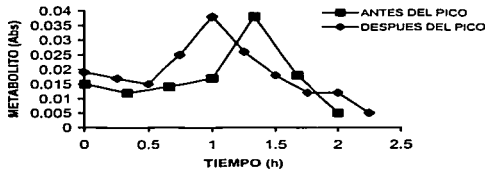


Fig. 3-16. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 500 mg/L.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

En el siguiente gráfico podemos observar que la degradación del 4-CF y el COT (Fig.3-17), durante el pico de 500 mg/L, esta se lleva a cabo en un tiempo de 7 horas, Buitrón *et al*, (2003) obtuvieron para un pico de 400 mg/L un tiempo de degradación de 3.5 h. La tasa específica de degradación durante el pico en el reactor de lecho móvil fue de 28.27 mg4-CF/gSSVh.

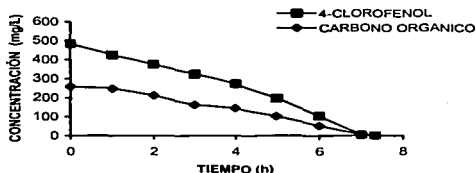


Fig. 3-17. Cinética del 4-CF y COT en un SBR con lecho móvil durante un pico de concentración de 500 mg/L.

En la Figura 3-18 se muestra la presencia del metabolito durante el pico de 500 mg/L de 4-CF. En la figura podemos ver que los valores aunque crecen en relación con los presentados antes y después del picos, no superan el valor de 0.04 en unidades de observancia. Al comparar este valor con los obtenidos por Buitrón *et al*, (2003) observamos que ellos reportan valores más elevados (entre 5 y 10 veces mayores), por lo que podemos concluir que la biomasa fija contribuye en gran parte a la degradación del metabolito.

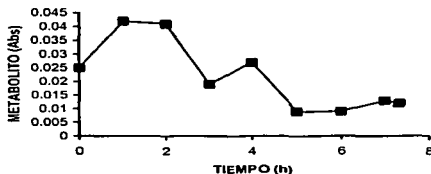


Fig. 3-18. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil durante un pico de concentración de 500 mg/L.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

En las Figuras 3-19 y 3-20 se presentan las cinéticas para el 4-CF y COT antes y después de exponer al SBR-LM a un pico de concentración de 1050 mg/L, de las cuales podemos observar que los tiempos de degradación tanto para el 4-CF como para el COT, antes y después del pico son prácticamente iguales, posiblemente haya una ligera variación como en las cinéticas antes y después del pico de 500 mg/L (Fig. 7 y 8), pero esta no es significativa.

Por lo tanto podemos decir que la biomasa fija ayuda a amortiguar los efectos inhibitorios en la actividad microbiana debidos a los picos de concentración.

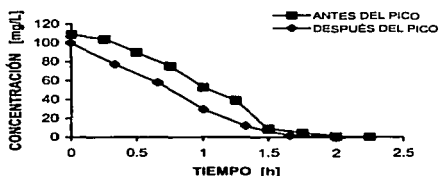


Fig. 3-19. Cinética del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 1050 mg/L.

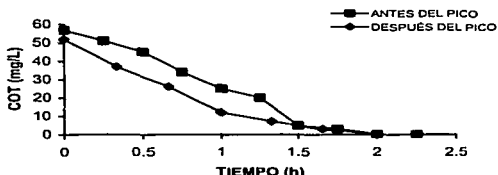


Fig. 3-20. Cinética del COT en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 1050 mg/L.

En el caso de la tasa específica de degradación observamos que se aprecia un decremento del 8% en la tasa de degradación para un pico de 1050 mg/L, los resultados se muestran en la Figura 3-21. En los resultados aportados por Buitrón *et al*, (2003), para un pico de 600 mg/L tienen un decremento en la tasa de

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

degradación del alrededor del 50%, de 32.2 antes del pico a 17.9 mg 4-CF/gSSVh después. En términos de tiempo, ellos tienen un incremento en el tiempo casi el triple, respecto al tiempo registrado antes del pico.

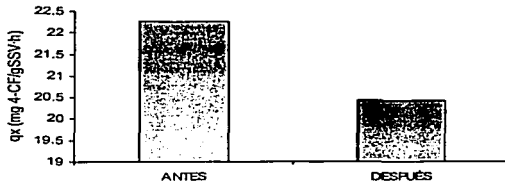


Fig. 3-21. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de 1050 mg4-CF.

El comportamiento del metabolito antes y después de exponer el reactor de lecho móvil a un pico de concentración de 1050 mg/L (Fig. 3-22), podemos observar que las concentraciones de éste son muy bajas, como en caso del pico de 500 mg/L (Fig. 3-16).

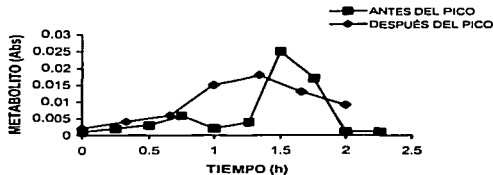


Fig. 3-22. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil antes y después de ser expuesto a un pico de concentración de 1050 mg/L.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

La cinética obtenida durante el pico se muestra en la figura 3-23. Se observa que la degradación de 1050 mg4-CF/L se llevó a cabo en 29 horas. Al comparar el tiempo de reacción con el obtenido para un reactor con biomasa suspendida (Buitrón *et al*, 2003), notamos que el tiempo en que se degrada nuestro compuesto modelo es menor al que ellos presentan para una concentración inicial de 600 mg 4-CF/L, ellos presentan un tiempo de degradación de 35 horas, a pesar de que la concentración del pico es menor al nuestro y la biomasa dentro del reactor que ellos utilizaron. La tasa de degradación en el pico de 1050 mg4-CF/L para un reactor de biomasa fija es de 14.7, mientras que para uno con biomasa suspendida es de 4.6 mg 4-CF/gSSVh (Buitrón *et al*, 2003).

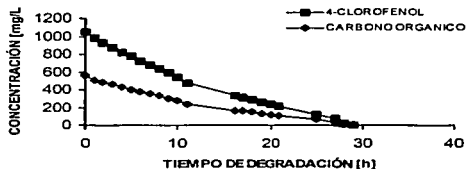


Fig. 3-23. Cinéticas del 4-CF y COT en un SBR con lecho móvil durante un pico de concentración de 1050 mg/L.

En la figura 3-24 podemos observar que la presencia del metabolito se presenta en forma de un pico alrededor de la hora 10, y finalmente disminuye hasta establecerse en 0.02 unidades hasta el término de la reacción.

En comparación con el metabolito generado en los experimentos para un reactor de biomasa suspendida (Buitrón *et al*, 2003), para un pico de 600 mg 4-CF/L, donde el metabolito llego unidades de 0.2 en promedio, podemos corroborar que la biomasa fija ayuda a degradar o degrada selectivamente el metabolito.

Para el pico de 2010 mg4-CF/L se perdió la actividad de los microorganismos.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

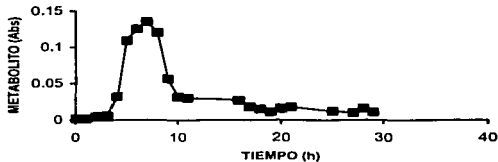


Fig. 3-24. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil durante un pico de concentración de 1050 mg/L.

3-3 Influencia de la biomasa fija en el sistema

Con la finalidad de conocer la influencia de la biomasa fija en el lecho móvil, se realizaron experimentos donde se tomó una cinética con ambas biomasas (es decir el lecho móvil) antes de experimentar con ellas, esto para contar con la referencia correspondiente, después se separó el empaque de la biomasa en suspensión, para registrar cinéticas de ambas biomasas por separado (biomasa en suspensión y biomasa fija). Cabe señalar que en este experimento se generaron dos cinéticas comparativas, pues al quitar el empaque también se comparó la biomasa en suspensión con el lecho móvil. Finalmente se volvieron a juntar las dos biomasas y se evaluaron las consecuencias de haberlas separado.

3.3.1 Lecho móvil y biomasa suspendida

No se aprecian cambios significativos en la degradación del 4-CF (Fig. 3-25), COT al comparar las cinéticas de LM y biomasa suspendida (Fig. 3-26) lo que nos hace pensar en una selectividad de la biomasa fija hacia el metabolito (Capítulo 3.2 Fig. 3.18) ya que los tiempos de degradación de las biomasas suspendida y del lecho móvil son muy parecidos entre ellos.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

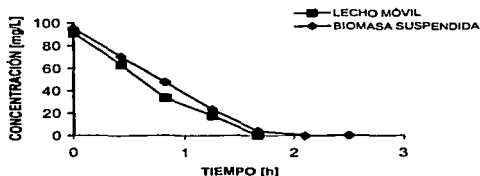


Fig. 3-25. Cinética del 4-CF en un SBR de biomasa suspendida y SBR con lecho móvil para una concentración de 100 mg/L

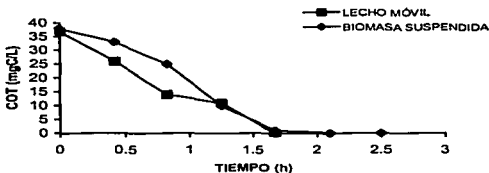


Fig. 3-26. Cinética del COT en un SBR de biomasa suspendida y SBR con lecho móvil para una concentración de 100 mg/L

En términos de la tasa específica de degradación se observa que el lecho móvil presenta el mismo valor en la tasa de degradación específica que la biomasa suspendida (Fig. 3-27).

Para calcular la tasa de degradación específica en el reactor de lecho móvil, se tomó 2.45 gSSV/L, tomando en cuenta que éste contenía 2 gSSV/L, esto es 14 g más 3.15 gSSV debidos a la biomasa adherida. Lo anterior resulta en 17.45 gSSV en 7 litros ó 2.45 gSSV/L.

...S CON
FALLA DE ORIGEN

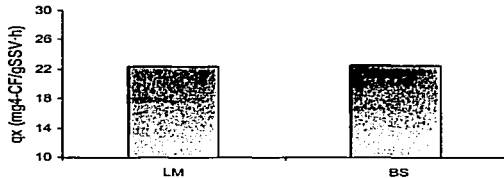


Fig. 3-27. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con lecho móvil y en uno con biomasa suspendida

La producción del metabolito es mínima en el reactor de lecho móvil, en comparación de la cantidad de metabolito en el reactor de biomasa suspendida como lo muestra (Fig. 3-28), comprobando de esta forma que la biomasa fija es selectiva en a la degradación del metabolito y por esta razón podemos decir que si en los reactores de biomasa fija no se presenta el metabolito en cantidades apreciables, y como estos soportan mejor los picos de concentración, entonces se concluye que las bacterias adheridas presentan una afinidad por este compuesto inhibitorio.

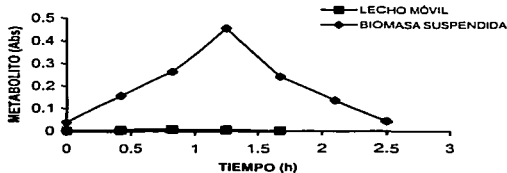


Fig. 3-28. Cinética del MET en un SBR de biomasa suspendida y SBR con lecho móvil para una concentración de 100 mg/L.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

3.3.2 Biomasa fija y biomasa suspendida

La figura 3-29 compara las cinéticas de degradación del 4-CF en reactores con biomasa suspendida y biomasa fija. Se puede observar que la biomasa fija degrada el 4-CF muy lentamente 28 mg4-CF/L en 5 horas, sin embargo podemos atribuir esta aparente lentitud, a la presencia de poca biomasa expresada como SSV/L, por lo que nos apoyaremos en la tasa de degradación específica (Fig. 3-30) considerando que el reactor con biomasa fija contenía el equivalente a 450 mgSSV/L.

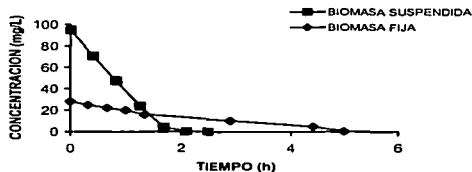


Fig. 3-29. Cinética del 4-CF por la biomasa suspendida y la biomasa fija por separado.

La tasa específica de degradación en la biomasa fija es menor que la de la biomasa suspendida, entonces podemos decir que la biomasa fija degrada el 4-CF aunque lo hace a una velocidad menor con relación a la de la biomasa suspendida, (Fig. 3-30).

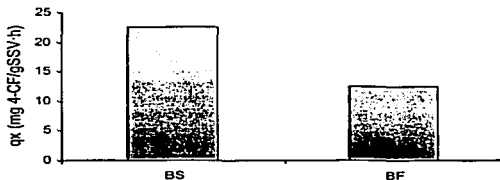


Fig. 3-30. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con biomasa suspendida y en otro con biomasa fija

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Para el COT (Fig.3-31) se observa el mismo comportamiento que el observado en la cinética del 4-CF (Fig. 3-29), esto es la biomasa fija degrada más lentamente que la biomasa suspendida, recordemos que el COT la mineralización del compuesto y si esta se lleva a cabo, entonces la cinética del sustrato será muy parecida a la del COT.

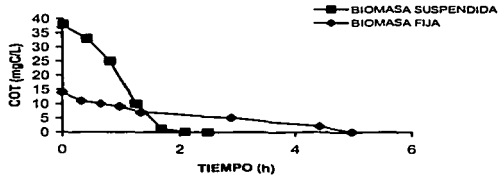


Fig. 3-31. Cinética del COT en un SBR con biomasa suspendida y en otro con biomasa fija

Nuevamente podemos ver que el metabolito no se presenta en el reactor que contiene biomasa fija, pues existió una alta producción de metabolito en el de biomasa suspendida (Fig. 3-32).

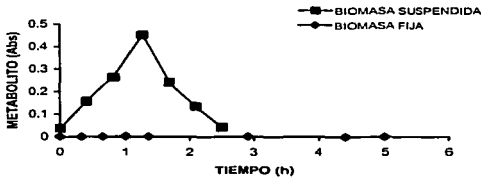


Fig. 3-32. Cinética del MET en un SBR con biomasa suspendida y en otro con biomasa fija

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

3.3.3 Influencia de la separación

En las figuras 3-33 (4-CF), 3-34 (COT) y 3-35 (MET), se presentan los resultados de las cinéticas antes y después de la separación de biomasa. Todos los experimentos anteriores no afectaron el comportamiento de los microorganismos, pues las cinéticas son muy similares.

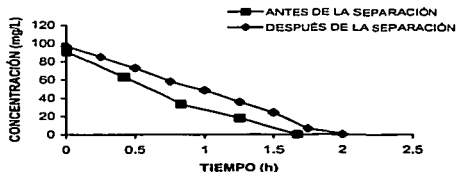


Fig. 3-33. Cinética del 4-CF en un SBR con lecho móvil antes y después de separar la biomasa

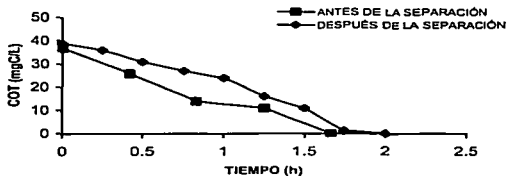
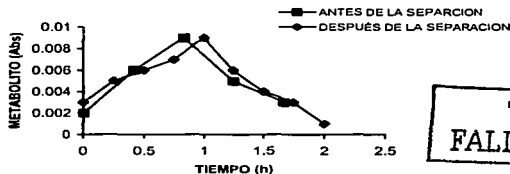


Fig. 3-34. Cinética del COT en un SBR con lecho móvil antes y después de separar la biomasa.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Fig. 3-35. Cinética del MET en un SBR con lecho móvil antes y después de separar la biomasa.

3.2 Reactor con biomasa suspendida (SBR)

Se siguió trabajando con el SBR, sólo que se le retiró el empaque, para observar la influencia del empaque en el lecho móvil. Una vez terminado esto se realizaron experimentos de ayuno a 12 y 24 horas. La temperatura de operación se mantuvo en 20 °C, el pH en 7 y los sólidos suspendidos volátiles en 2000 mg/L. Cabe señalar que en estos experimentos además de realizar todas las mediciones realizadas en todos los experimentos anteriores, se determinó además la DQO.

3.4.1 Ayunos

Al igual que en cuando se trabajó con el lecho móvil, se registró una cinética de referencia al ayuno, la que nosotros denominamos como la cinética antes del ayuno, después se dejó de suministrar sustrato al reactor por el tiempo correspondiente al ayuno y una vez terminado el periodo de ayuno se registró la cinética correspondiente. La secuencia de ayunos fue 12 y 24 horas y también hubo ciclos de recuperación entre los ayunos, para que estos no interfirieran entre sí, estas recuperaciones no se incluyen en los resultados.

Se puede observar que no hay cambios significativos entre los tiempos de reacción antes y después del ayuno de 12 horas para el reactor con biomasa suspendida, tanto para el 4-CF (Fig.3-36), la DQO (Fig. 3-37) y el COT (Fig.3-38).

La tasa de degradación específica pasa de un valor de 55 a un valor de 57 mg 4-CF/gSSVh, como podemos observar después del ayuno la tasa es mayor en un 3%, lo que podemos atribuir a errores de medición y decir que no se afecta la actividad microbiana en un ayuno de periodo 12 horas.

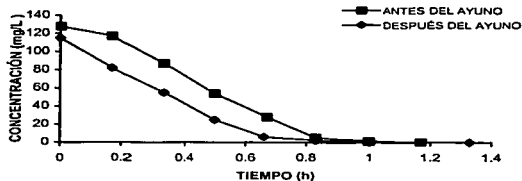


Fig. 3-36. Cinética del 4-CF en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 12 horas.

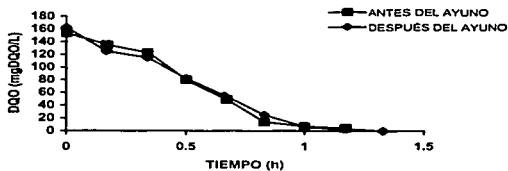


Fig. 3-37. Cinética de la DQO en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 12 horas.

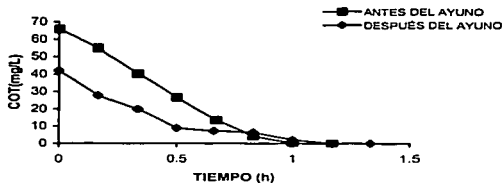


Fig. 3-38. Cinética del COT en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 12 horas.

Con lo anterior podemos decir que el tiempo de ayuno es una variable que afecta los efectos negativos que se presentan por estos fenómenos, de esta forma mientras más prolongado sea el ayuno mayor será el efecto en nuestra actividad microbiana.

Antes y después del ayuno de 12 horas para un reactor con biomasa suspendida, vemos una producción de metabolito menor de 0.5 unidades, con un valor pico de 2 unidades de absorbancia (Fig. 3-39), lo que indica que si hay una producción de metabolito mayor a la obtenida en un ayuno del doble del tiempo en un SBR con lecho móvil. (Fig. 3-8)

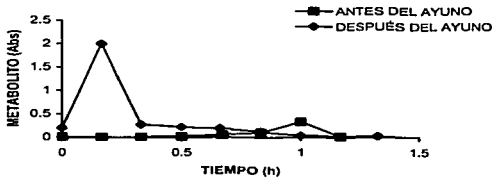


Fig. 3-39. Cinética del MET en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 12 horas.

En el ayuno de 24 horas encontramos ya un aumento considerable en el tiempo de degradación del 4-CF, alrededor del 56 % respecto al tiempo registrado antes de exponer el reactor al ayuno, este incremento de tiempo es mucho mayor al presentado en un SBR-LM de la misma cantidad de SSV y para el mismo ayuno (Fig.3-5), por lo que se puede decir que la biomasa fija, contribuye en gran parte a la amortiguación de los efectos del ayuno. Esto último lo podemos explicar si sabemos que el metabolito generado inhibe a los microorganismos y a la vez sabemos que la biomasa fija degrada este metabolito.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

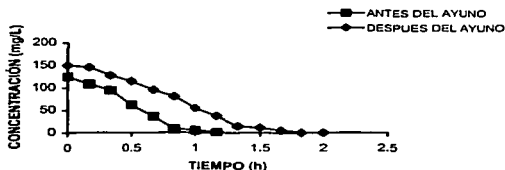


Fig. 3-40. Cinética del 4-CF en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.

La tasa de degradación específica muestra un decremento de más del 30% (Fig.3-41) lo que resulta mayor al incremento presentado en su experimento similar con lecho móvil (Fig. 3-6). Por lo tanto decimos que mientras mayor es el tiempo de ayuno, mayor es la influencia en la tasa de degradación específica sobre la biomasa suspendida.

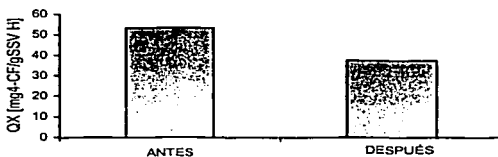


Fig. 3-41. Tasa específica de degradación del 4-CF en un SBR con biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.

La DQO en el ayuno de 24 horas (Fig. 3-42) al igual que el COT (Fig. 3-43) muestra un comportamiento muy similar al del 4-CF para el mismo evento (Fig. 3-41). Sus cinéticas de degradación después de haber sido expuestos al ayuno muestran un incremento en el tiempo de degradación respecto al tiempo que presentaron antes de ser expuestas al mismo.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

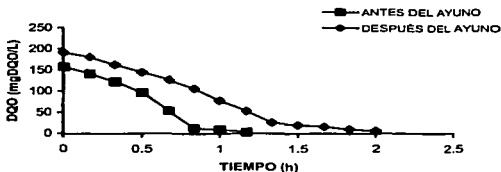


Fig. 3-42. Cinética de la DQO en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.

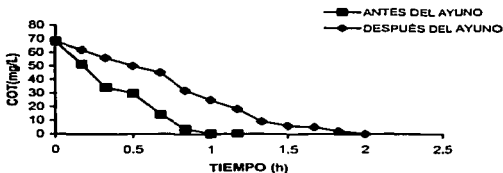


Fig. 3-43. Cinética del COT en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.

El comportamiento del metabolito antes y después de haber expuesto el reactor de biomasa suspendida a un ayuno de 24 horas (Fig. 3-44), indica que en los reactores de biomasa suspendida para degradar 4-CF antes y después de ayunos son muy superiores a los valores presentados en un mismo reactor pero con lecho móvil (alrededor de 10 veces más).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

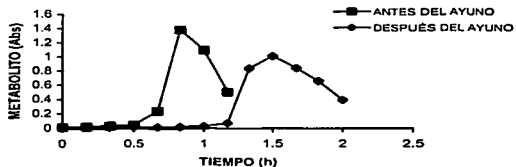


Fig. 3-44. Cinética del MET en un SBR de biomasa suspendida antes y después de ser expuesto a un ayuno de 24 horas.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

CONCLUSIONES

Se estudió la degradación del 4-CF en un reactor de lecho móvil operado de manera discontinua. Se observó que el compuesto modelo utilizado (4-clorofenol) es biológicamente degradable y mineralizable en un reactor de lecho móvil.

La degradación del 4-CF en un reactor discontinuo se ve afectada negativamente cuando en la operación de este tipo de reactores se presentan ayunos o picos de concentración, sin embargo estos efectos se minimizan cuando en el reactor se utiliza lecho móvil.

Se observó que la presencia de biomasa fija ayuda a amortiguar los efectos adversos generados por los ayunos o los picos de concentración ya que las tasas de degradación se vieron afectadas como máximo en 8%, mientras que para el reactor con biomasa únicamente estas disminuyeron hasta un 30 %

Se observó que la producción del metabolito tóxico se incrementa en los ayunos y picos de concentración, mientras más grande sea el ayuno o el pico de concentración mayor será la producción del metabolito. Sin embargo, la producción de este tóxico es disminuida en un reactor de lecho móvil. Se encontró que el mayor aporte de la biomasa fija presente en el lecho móvil es justamente la degradación del metabolito tóxico por las bacterias adheridas bajo las condiciones de estrés que genera la aparición del metabolito, los tiempos de degradación aumentan debido a la toxicidad del mismo. Al estar los microorganismos adecuados para degradar el metabolito tóxico, este no se acumula y la degradación de 4-CF prosigue sin inhibición.

Por todo lo anterior se recomienda que para este tipo de problemas, se utilice un sistema de lecho móvil, ya que para estos casos resultan ser más robustos en su operación que los reactores con biomasa suspendida únicamente.

REFERENCIAS

APHA, AWWA, WPCF. (1992). Standard Methods for examination of water and waste water. American Public Health Association. 18th ed. New York

Betancur M., Moreno J. y Buitrón G. Bio-reactor virtual para el tratamiento de aguas residuales industriales. Memorias del XIII congreso nacional de la FEMISCA. 17-20 Abril 2002 Guanajuato. Tomo I 45-51.

Buitrón G. (1993). Biodégradation de composés xenobiotiques par un procédé discontinu de type SBR. Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, France.

Buitrón G., Schoeb M-E. and Moreno J. (2003). Automated Sequencing Batch bioreactor under extreme peaks of 4-clorophenol. Watt. Sci. Tech. 47 (10), 175-181.

Buitrón G. and Moreno J. (2003). Modeling of the acclimation/Deacclimation process of a mixed culture degrading 4-chlorophenol Wat. Sci. Tech. En prensa.

Characklis W. and Marshall K. (1989). Biofilms. Montana John Wiley and Sons, Inc. pp. 671-674.

Commandeur LCM. and Parsons JR. (1990). Degradation of halogenated aromatic compounds. Biodegradation,1,207-220.

Irvine R.L. and Ketchum L.H.Jr. (1989). Sequencing batch reactors for biological wastewater treatment. CRC Critical Reviews in Environmental control.18, (18),225-294.

Metcalf and Eddy. (1991). Inc. Wastewater Engineering, Treatment, Disposal and Reuse. 3rd Ed., McGraw Hill, New York.

Mendoza C. y Buitrón G. (1998). Actividad deshidrogenasa como medida de la actividad microbiana en un proceso biológico usado para la degradación de compuestos tóxicos. 1^{er} Simposio latinoamericana de tratamiento y rehúso del agua y residuos industriales. Tomo I Cd. De México.

Michael A. W. Tratamiento biológico de aguas de desecho. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Survey . Edit. Limusa.

Odegaard H., Rusten B., and Westrum T. (1994). A new moving bed biofilm reactor-Applications and result . Wat. Sci. Tech. Vol. 29, (10-11), pp. 157-165

Schoeb M. (2002). Comportement d un RBS soumis a des pics de concentration de 4-chlorophénol. Thèse de maîtrise. École polytechnique de Montréal, Canada.

Soto G. (2000). Biodegradación de compuestos tóxicos en un proceso SBR controlado por medio del oxígeno disuelto. Tesis de maestría. Facultad de Química, México DF.

Torres A. (1999). Influencia del periodo de ayuno en la biodegradación de compuestos fenólicos. Tesis de licenciatura. Facultad de Química, México DF.

Torres A., Buitrón G. and Moreno J. (2002). Modeling of the acclimation/deacclimation processes of a mixed culture degrading 4-chlorophenol. 5th IWA conference of the chemical industry, (IWA), Nimes, France, 13-15 November, 179-186.

ANEXO 1 MEDICIÓN DE PARÁMETROS

A1-1 Determinación de fenoles

Técnica basada en (APHA) 1992, modificada por Germán Buitrón. Técnica 5530 Fenoles en aguas residuales industriales.

La determinación de fenoles por el método de la 4-amino antipirina se puede realizar por dos procedimientos. El primero de máxima sensibilidad, es adaptable a aguas que contengan menos de 1 mg de fenol/L, éste concentra el color de una solución no acuosa.

El segundo método retiene el color en la solución acuosa. Debido a que las cantidades fenólicas de varios compuestos fenólicos en una muestra dada son imprevisibles, no es posible proporcionar un patrón universal que contenga una mezcla de fenoles.

El principio se basa en que los compuestos fenólicos reaccionan con la 4-amino antipirina a un pH de 7.9 +/-0.1 en presencia de ferrocianuro de potasio para formar un compuesto de antipirina coloreado.

El método solo detecta cantidades entre 0 y 4 mg4-CF/L, por lo cual se debe hacer una solución con la muestra a determinar de tal forma que esta se encuentre dentro del rango anterior.

Para una dilución de 50 mL se agrega 1.25 mL de solución buffer de NH_4OH con pH: 7.9 y se agita la solución, después se le agregan 500 μL de 4-amino antipirina y se agita, por último se le agrega 500 μL de ferrocianuro de potasio obteniéndose una solución colorida la cual se deja reposar 15 minutos para finalmente leerla a 500 nm en un espectrofotómetro. A la solución anterior se le mide la absorbancia a esa longitud de onda y con una curva de calibración previamente determinada se encontraba la concentración de la muestra original.

El blanco se constituye por 50 mL de agua destilada con 500 μL de 4-amino antipirina y 500 μL de ferrocianuro de potasio.

A1-2 Sólidos Suspendedos

Técnica basado en APHA (1992).

Sólidos totales es la expresión que se aplica a los residuos de material que queda en recipiente después de la evaporación de una muestra y consecutivo secado en la estufa a temperatura definida.

Los sólidos suspendedos totales incluyen los sólidos suspendedos totales o porción de sólidos retenida por un filtro y los sólidos suspendedos fijos, generalmente material inorgánico.

El tipo de soporte del filtro, el tamaño del poro, la porosidad, el área y espesor del filtro, así como la naturaleza física y tamaño de las partículas y la cantidad de material depositado en el filtro son los factores que afectan la separación de los sólidos suspendedos.

Sólidos fijos es la expresión aplicada al residuo de los sólidos suspendedos totales después de someterse a ignición durante un tiempo determinado y a una temperatura específica. La pérdida de peso por ignición corresponde a los sólidos suspendedos volátiles.

Preparación de filtros

- 1.- Montar el sistema de vacío, poner el filtro sobre el sistema y hacer pasar 10 mL de agua destilada. Después se coloca el filtro en una laminilla de aluminio.
- 2.- Estos filtros se introducen a la mufla a una temperatura aproximada de 500 °C +/- 50 °C con la finalidad de ponerlos a peso constante.

Determinación de sólidos totales y volátiles

- 1.- Después de tener los filtros a peso constante, se registra el peso de los mismo, para que este peso se considere al momento de hacer los cálculos.
- 2.- Estos filtros se colocan en el sistema de vacío y se hace pasar por ellos una muestra del lodo cuyo volumen sea conocido.
- 3.- Al residuo sólido que se depositó en ellos se introduce a la estufa a 100 °C durante una hora, posteriormente se dejan enfriar en el desecador por 15 minutos.
- 4.- Posteriormente se registra el peso de los filtros.
- 5.- Los sólidos suspendedos totales (SST) se determinan restando a la masa del filtro después de la estufa la masa del filtro a peso constante y dividiendo entre el volumen de muestra. Las unidades más usuales para reportar esta medición son: mg/L
- 6.- Después de pesados, estos filtros se introducen a la mufla a la temperatura de 550 °C de 10 a 15 minutos, después se introducen en la estufa para disminuir su temperatura y después pasarlos al desecador durante 15 min.
- 7.- Finalmente se registra el peso de estos y los Sólidos Suspendedos Volátiles son simplemente la diferencia entre el peso registrado después de la estufa y después

de la mufla, el volumen de muestra junto con las unidades para expresarlos son los mismos.

A1-3 Demanda química de oxígeno

Técnica Basada en APHA (1992) y manual del espectrofotómetro Hach DR 2002 y adaptada por Germán Buitrón.

Introducción: La Demanda Química de Oxígeno (DQO) se utiliza como una medida del oxígeno equivalente consumido por las materias oxidables en una muestra que es susceptible a ser oxidada por un agente químico fuerte bajo las condiciones de la prueba.

Reactivos: Se contó con viales preestablecidos en los diferentes rangos de concentraciones: de 0-150 mgDQO/L y 0-1500 mgDQO/L.

Determinación de la DQO

1.- Remueva la tapa de cada vial HACH.

2.- Colocando el vial con una inclinación de 45°, se añaden 2 mL de la muestra por analizar.

3.- Al cerrar el vial se lava externamente con agua y posteriormente se seca con papel.

4.- Se sostiene el vial por la tapa y se invierte suavemente varias veces para mezclar perfectamente el contenido. Es necesario mezclar por completo antes de introducir los viales al reactor HACH para evitar así un calentamiento local en el fondo de la celda y una posible reacción explosiva.

5.- Se coloca el vial dentro del reactor HACH precalentado a una temperatura de 150 °C

6.- Se efectúa la digestión por un tiempo de 2 horas.

7.- Se apaga el reactor. Se dejan pasar 20 minutos para que los viales se enfrien a 120 °C .

8.- Se invierte cada uno de los viales de forma suave mientras aún estén calientes.

9.- Se trasladan los viales a una gradilla metálica donde se dejan enfriar hasta un intervalo de 30-40 °C.

Nota: La muestra no debe de precipitar, si la hay se deben introducir nuevamente los viales en el reactor para calentarlos a 40°C y lograr que desaparezca el precipitado.

10.- Se efectúa el procedimiento de encendido del espectrofotómetro HACH.

10.1.- Si la concentración de DQO se encuentra entre 0 y 150 mgDQO/L se utiliza el método No. 430 y se lee a 420 nm.

10.2.- Si la concentración de DQO se encuentra entre 0 y 1500 mgDQO/L se utiliza el método No. 435 y se lee a 620 nm.

11.-Finalmente se lee dependiendo de la concentración de DQO y desde luego se utiliza un blanco. El resultado obtenido del espectrofotómetro se encuentra ya en unidades de mgDQO/L.

A1-4 Método para determinar del carbono orgánico total

El TOC se utiliza para detectar la concentración de 4-CF (compuesto orgánico) durante la cinética de la degradación. La muestra se pasa por medio de un filtro microfibras de cristal de 23 milímetros (Whatman), y el análisis es observado por medio de un analizador total orgánico del carbón (Shimatzu 5050).

A1-5 Método para obtener la actividad deshidrogenasa

En un tubo de ensaye tomar 10 mL de prueba de licor mezclado (Biomasa suspendida) ó 6 empaques (Biomasa fija)

En el caso de la biomasa fija agregar 5 mL de agua destilada

Agregar 1 mL de INT 0.2 %

Incubar la muestra durante 20 minutos a la misma temperatura del reactor en la oscuridad agitando cada 5 minutos.

Detener la reacción con 0.1 mL de formaldehído al 37 % (p/v)

Una vez hecho esto se puede almacenar la muestra

Centrifugar 10 minutos a 1500 rpm.

Eliminar el sobrenadante

Añadir 5 mL de metanol o el suficiente para evitar que se sature

Colocar en el ultrasonido de 600 V por 30 segundos

El tubo de ensayo se lleva a la oscuridad por una hora, en caso de que el solvente se sature añadir mas metanol y volver a pasar al ultrasonido

Centrifugar a 1500 rpm durante 10 minutos

Tomar el sobrenadante y leer en el espectrofotómetro a 480 nm, utilizar como blanco una muestra con 1 mL de formaldehído al 37% (p/v).

**ANEXO 2. CINÉTICAS DE DEGRADACIÓN DURANTE EL PERÍODO DE
ACLIMATACIÓN AL 4-CF.**

TABLA 1. Ciclo 1 de aclimatación durante el periodo de aclimatación al 4-CF (100 mg/L).

TIEMPO [H]	4-CF [mg/L]	COT [mg/L]	MET [Abs]
0	124	52.59	0.004
3	110	52.55	0.01
16	95	39.67	0.024
20	62	27.47	0.035
24	39	12.47	0.12
27	22	7.559	0.21
40	7.5	4.188	0.226
44	5	3.482	0.312
48	2.5	4.252	0.102
52	0	3.42	0.045

TABLA 2. Ciclo 3 de aclimatación durante el periodo de aclimatación al 4-CF (100 mg/L).

TIEMPO [H]	4-CF [mg/L]	COT [mg/L]	MET [Abs]
0	115	48.76	0.031
0.58333333	112	22.5	0.024
1.5	107	20.97	0.015
2.5	100	17.95	0.021
3	94	12.29	0.042
4	84	9.683	0.062
6	75	6.612	0.092
10	30	3.994	0.138
16	0	3.32	0.104

TABLA 3. Ciclo 4 de aclimatación durante el periodo de aclimatación al 4-CF (100 mg/L).

TIEMPO [H]	4-CF [mg/L]	COT [mg/L]	MET [Abs]
0	113	59.44	0.082
0.66666667	105	47.33	0.076
1.33333333	103	52.59	0.045
2	85.5	52.51	0.024
2.66666667	73	39.67	0.036
3.33333333	56	39.34	0.032
4	34	20.81	0.052
4.66666667	17	10.71	0.04
5.33333333	3.5	6.918	0.072
6	0	3.241	0.032
6.66666667	0	1.92	0.028

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

**ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA**

TABLA 4. Ciclo 6 de aclimatación durante el periodo de aclimatación al 4-CF (100 mg/L).

TIEMPO (H)	4-CF (mg/L)	COT (mg/L)	MET (Abs)
0	130	51.31	0.014
1	109	41.3	0.01
1.66666667	74	34.79	0.02
2.33333333	45.5	24.66	0.015
3	3.5	15.9	0.024
3.66666667	1.5	8.75	0.024
5	0	7.937	0.013

TABLA 5. Ciclo 7 de aclimatación durante el periodo de aclimatación al 4-CF (100 mg/L).

TIEMPO (H)	4-CF (mg/L)	COT (mg/L)	MET (Abs)
0	115	46.17	0.008
0.33333333	103	38.04	0.012
0.66666667	85	31.9	0.007
1.33333333	68	11.01	0.021
1.66666667	56	7.59	0.034
2.16666667	20	8.153	0.32
2.5	6	6.94	0.32
2.83333333	0	1.09	0.018

TABLA 6. Ciclo 10 de aclimatación durante el periodo de aclimatación al 4-CF (100 mg/L).

TIEMPO (H)	4-CF (mg/L)	COT (mg/L)	MET (Abs)
0	108	54	0.013
0.25	89	43	0.016
0.5	74	33	0.02
0.75	57	25	0.018
1	35	14	0.015
1.25	17	6	0.036
1.5	6	3	0.024
1.75	0	0	0.012

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

ANEXO 3. ACTIVIDAD DESHIDROGENASA MEDIDA COMO INTF EN EL PROCESO DE COLONIZACIÓN DEL EMPAQUE BCN009 PLUS

TABLA 1. Actividad deshidrogenasa medida como INTF durante la colonización del empaque BCN009 PLUS.

TIEMPO (DÍAS)	INTF 4-CF (mg/cm ²)	TIEMPO (DÍAS)	INTF 4-CF (mg/cm ²)
6.5	0	20	0.003987631
7	0.000227964	22	0.005977954
8	0.000990672	23	0.007011525
9	0.001691027	25	0.007360705
10	0.002170899	26	0.007845367
14	0.003204471	29	0.008247621
15	0.002810397	31	0.013694823
16	0.002871254	38	0.015877893

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

ANEXO 4. CINÉTICAS DE DEGRADACIÓN EN UN REACTOR DISCONTINUO SECUENCIAL CON LECHO MÓVIL (SBR-LM).

TABLA 1. Cinéticas de ayuno de 24 horas para la degradación de 100 mg/L de 4-clorofenol en un reactor SBR-LM.

ANTES DEL AYUNO				DESPUES DEL AYUNO			
TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET	TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET
0	107	53	0	0	111.5	55	0.002
0.25	87	41	0	0.25	98	47	0.003
0.5	72.5	34	0.004	0.5	83	42	0.001
0.75	57	25	0	0.75	67.5	31	0.003
1	35	14	0.004	1	52.5	24	0.009
1.25	16.5	5	0	1.25	36.5	17	0.001
1.5	6	3	0	1.5	16	5	0.004
1.75	0	0	0.018	1.75	2.5	0	0.004
2	0	0	0.003	2	0	0	0.005
2.25	0	0	0.008				

TABLA 2. Cinéticas de ayuno de 48 horas para la degradación de 100 mg/L de 4-clorofenol en un reactor SBR-LM.

ANTES DEL AYUNO				DESPUES DEL AYUNO			
TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET	TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET
0	105	51	0.001	0	114.5	57	0.027
0.25	88	42	0.004	0.25	104.5	53	0.002
0.5	74	36	0.002	0.5	96.5	46	0.007
0.75	53	24	0.009	0.75	87.5	41	0.003
1	32	14	0.003	1	80	37	0.001
1.25	14	5	0.011	1.25	66	28	0
1.5	4.5	3	0.047	1.5	52.5	25	0.002
1.75	0	0	0.007	1.75	41	16	0.002
				2	28.2	10	0.002
				2.25	14	7	0.004
				2.5	3.5	2	0.006
				2.75	0.5	0	0.007
				3	0	0	0.008

TABLA 3. Cinéticas de degradación de 4-CF antes y después de un pico de 500 mg/L de 4-CF en un SBR-LM.

ANTES DEL PICO				DESPUES DEL PICO			
TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET	TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET
0	99	51	0.015	0	104	52	0.019
0.33	77	37	0.012	0.25	96	47	0.017
0.67	58	29	0.014	0.5	86.7	44	0.015
1	29.5	13	0.017	0.75	75.5	35	0.025
1.33	14.5	5	0.038	1	54	26	0.038
1.67	10.5	0	0.018	1.25	37	17	0.026
2	0	0	0.005	1.5	18	7	0.018
				1.75	6.7	2	0.012
				2	1	0	0.012
				2.25	0	0	0.005

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

TABLA 4. Cinética pico de 500 mg/L de 4-clorofenol en un SBR-LM.

CINÉTICA PICO DE 500 mg/L				CINÉTICA PICO DE 500 mg/L			
TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET	TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET
0	485	259	0.025	5	196	101	0.009
1	424	248	0.042	6	104	52	0.009
2	376	212	0.041	7	1	3	0.013
3	324	162	0.019	7.3	0	0	0.012
4	274	145	0.027				

TABLA 5. Cinéticas de degradación de 4-CF antes y después de un pico de 1050 mg/L de 4-CF en un SBR-LM.

ANTES DEL PICO				DESPUÉS DEL PICO			
TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET	TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET
0	109	57	0.001	0	100	52	0.002
0.25	104	51	0.002	0.33	77	37	0.004
0.5	90	45	0.003	0.66	58	26	0.006
0.75	75	34	0.006	1	29.5	12	0.015
1	53	25	0.002	1.33	12	7	0.018
1.25	39	20	0.004	1.66	1.3	3	0.013
1.5	9	5	0.025	2	0	0	0.009
1.75	4	3	0.017				
2	1	0	0.001				
2.25	0	0	0.001				

TABLA 6. Cinética pico de 1050 mg/L de 4-clorofenol en un SBR-LM

CINÉTICA PICO DE 1050 mg/L				CINÉTICA PICO DE 1050 mg/L			
TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET	TIEMPO [H]	4-CF	COT	MET
0	1050	557	0.002	11	480	241	0.03
1	980	505	0.002	16	335	167	0.027
2	933	482	0.005	17	315	165	0.018
3	880	462	0.006	18	292	150	0.015
4	827	432	0.032	19	260	133	0.011
5	780	405	0.109	20	233	119	0.016
6	720	373	0.125	21	217	112	0.018
7	680	353	0.135	25	119	63	0.012
8	640	330	0.12	27	76	37	0.01
9	593	302	0.056	28	25	10	0.016
10	540	286	0.032	29	0	6	0.011

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

ANEXO 5. CINÉTICAS DE DEGRADACIÓN DE BIOMASA FIJA (BF), SUSPENDIDA (BS) Y LECHO MÓVIL (LM).

TABLA 1. Cinéticas de degradación del 4-clorofenol, en un reactor con biomasa fija y uno con biomasa suspendida (empaques).

BIOMASA FIJA (BF)				BIOMASA SUSPENDIDA (BS)			
TIEMPO (H)	4-CF	COT	MET	TIEMPO (H)	4-CF	COT	MET
0	28	14	0.001	0	95	38	0.037
0.33	24.5	11	0.000	0.42	70.5	33	0.158
0.67	22	10	0.002	0.83	47.5	25	0.264
1	19.75	9	0.003	1.25	23.5	10	0.454
1.33	15.75	7	0.002	1.67	4	1	0.242
2.91	10.25	5	0.002	2.1	0	0	0.136
4.42	4.5	2	0.001	2.5	0	0	0.043
5	0	0	0				

TABLA 2. Cinéticas de degradación del 4-clorofenol, antes y después de haber separado la biomasa fija de la que se encontraba en suspensión en el lecho móvil.

ANTES DE LA SEPARACIÓN				DESPUÉS DE LA SEPARACIÓN			
TIEMPO (H)	4-CF	COT	MET	TIEMPO (H)	4-CF	COT	MET
0	91	37	0.002	0	97	39	0.003
0.42	63.5	26	0.006	0.25	85	36	0.005
0.83	33.5	14	0.009	0.5	73	31	0.006
1.25	18	11	0.005	0.75	58	27	0.007
1.67	0	0	0.003	1	48.5	24	0.009
				1.25	35.5	16	0.006
				1.5	24	11	0.004
				1.75	6.5	1	0.003
				2	0	0	0.001

TABLA 3. Cinéticas de degradación del 4-clorofenol, en un SBR-LM y en un SBR con biomasa suspendida.

SBR-LM				BIOMASA SUSPENDIDA			
TIEMPO (H)	4-CF	COT	MET	TIEMPO (H)	4-CF	COT	MET
0	91	37	0.002	0	95	38	0.037
0.42	63.5	26	0.006	0.42	70.5	33	0.158
0.83	33.5	14	0.009	0.83	47.5	25	0.264
1.25	18	11	0.005	1.25	23.5	10	0.454
1.67	0	0	0.003	1.67	4	1	0.242
				2.1	0	0	0.136
				2.5	0	0	0.043

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

**ANEXO 6. CINÉTICAS DE DEGRADACIÓN EN UN REACTOR DISCONTINUO SECUENCIAL
CON BIOMASA SUSPENDIDA**

TABLA 1. Cinéticas de ayuno de 12 horas para la degradación de 100 mg/L de 4-clorofenol en un reactor SBR con biomasa suspendida.

TIEMPO	ANTES DEL AYUNO				TIEMPO	DESPUES DEL AYUNO			
	4-CF	DGO	COT	MET		4-CF	DGO	COT	MET
0	128	154	65.86	0.014	0	115	162	42	0.2
0.17	117	135	54.88	0.007	0.17	82	125	27.71	2
0.33	87	123	40.43	0.007	0.33	55	115	20	0.272
0.5	54	80	26.73	0.018	0.5	25	82	8.9	0.22
0.67	28	49	13.62	0.052	0.66	6	55	7.33	0.188
0.83	5	14	4.25	0.102	0.83	2	25	6.35	0.121
1	1	7	0	0.327	1	0	6	1.95	0.032
1.17	0	4	0	0.015	1.17	0	2	0	0.015
					1.33	0	2	0	0.021

TABLA 2. Cinéticas de ayuno de 24 horas para la degradación de 100 mg/L de 4-clorofenol en un reactor SBR con biomasa suspendida.

TIEMPO	ANTES DEL AYUNO				TIEMPO	DESPUES DEL AYUNO			
	4-CF	DGO	COT	MET		4-CF	DGO	COT	MET
0	125	158	68.21	0.013	0	150	192	68	0.01
0.17	108	142	51.54	0.02	0.17	145	181	62	0.011
0.33	94	123	34.25	0.034	0.33	127	163	56	0.011
0.5	62	97	29.83	0.046	0.5	115	145	50	0.018
0.67	36	54	14.29	0.239	0.67	95	127	45	0.016
0.83	8	13	3.79	1.384	0.83	80	107	32	0.017
1	5	9	0.38	1.091	1	54	78	25	0.025
1.17	0	3	0	0.504	1.17	37	53	18	0.072
					1.33	14	26	9	0.837
					1.5	11	20	6	1.008
					1.67	5	16	5	0.839
					1.83	0	10	2	0.658
					2	0	6	0	0.392

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**