

03072

9
28



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Unidad Académica de los Ciclos Profesional y de Posgrado del
Colegio de Ciencias y Humanidades
Facultad de Química

FALLA DE ORIGEN

ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO Y NITRÓGENO EN UN REACTOR DISCONTINUO CON BIOMASA ADHERIDA

Tesis que para obtener el grado de Maestro en Biotecnología presenta el
Biólogo

Marco Antonio Garzón Zúñiga



México D. F.

1995



Universidad Nacional
Autónoma de México



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 está 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.

AGRADECIMIENTOS

Al Doctor Simón González Martínez por su dirección en la realización de este trabajo y por su interés en que las cosas salieran bien.

Al Instituto de Ingeniería por las facilidades en el uso de las instalaciones y por el apoyo de su personal para la realización de la investigación

Al personal de la planta de tratamiento por el apoyo que siempre me brindaron

A los miembros del comité tutorial: Doctora Susana Saval Bohórquez y Maestro Óscar Monroy Hermosillo por sus comentarios y asesoramiento.

A los revisores del trabajo escrito Doctor Alberto Tecante Coronel, Doctor Octavio Tonatiuh Ramírez y Doctor Kuppusamy Ilangoan por sus comentarios y observaciones que ayudaron a elevar la calidad de este trabajo.

CONTENIDO

RESUMEN	vi
NOMENCLATURA	ix
1. INTRODUCCIÓN	
1.1 Problemática	1
1.1.1 Contaminación trófica y sapróbia de las aguas epicontinentales	2
1.1.2 Papel del fósforo y del nitrógeno en la contaminación del recurso acuático	2
1.1.3 Eliminación de fósforo y nitrógeno de las aguas residuales	4
1.2 Objetivos y Alcances	6
2. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO (EBF)	
2.1 Aspectos metabólicos	7
2.2 Microbiología	12
2.3 Factores que afectan la EBF	13
2.3.1 oxígeno disuelto y óxidos de nitrógeno	13
2.3.2 temperatura	14
2.3.3 pH	14
3. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO (EBN).	
3.1 Nitrificación	15
3.1.1 Microbiología y Bioquímica	16
3.1.2 Factores que afectan la nitrificación	18
a) oxígeno disuelto	18
b) pH	19
c) otros	20
3.2 Desnitrificación	20
3.2.1 Microbiología y Bioquímica	21
3.2.2 Factores que afectan la desnitrificación	21

a) oxígeno disuelto	21
b) pH	22
c) otros	22

4 PROCESOS BIOLÓGICOS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES, QUE ELIMINAN NITRÓGENO Y FÓSFORO

4.1 Procesos para la eliminación biológica de nitrógeno	23
4.1.1 Sistema de lodos activados con desnitrificación parcial	24
4.1.2 Proceso de nitrificación / desnitrificación en dos pasos	24
4.1.3 Proceso de desnitrificación con filtros biológicos	25
4.2 Procesos para eliminación biológica de fósforo	27
4.2.1 Proceso Pho Strip	27
4.2.2 Proceso A / O	27
a) Proceso A ² O	29
4.2.3 Proceso Bardenpho	29
4.2.4 Proceso UCT	30
a) Proceso UCT modificado	30
4.2.5 Proceso Bio-Denifho	31
4.2.6 Reactores Discontinuos ("SBR")	32

5 BIOPELÍCULA

5.1 Generación de películas biológicas	36
5.2 Alimentación de biopelículas y depuración del agua residual	37
5.3 Factor limitante del crecimiento en películas biológicas	38
5.4 Crecimiento en sistemas de película biológica	38
5.5 Coexistencia de actividad aerobia y anaerobia en biopelículas	40

6 MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Descripción del trabajo de investigación	41
6.2 Descripción de la técnica de experimentación	43
6.3 Descripción del sistema	45
6.3.1 Reactor	45

6.3.2 Recirculación	46
6.3.3 Solución alimentadora de nutrientes	47
6.4 Muestreo	48
6.4.1 Forma de muestreo	48
6.4.2 Frecuencia de muestreo	49
6.4.3 Tipos de muestreo	49
6.4.4 Criterio para el empleo de cada tipo de muestreo	50
6.5 Parámetros medidos y métodos de análisis	50
6.6 Condiciones y forma inicial de operación	51

7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Establecimiento de las bacterias acumuladoras de fósforo (BAF) y activación de la estrategia de sobrevivencia responsable de la eliminación de fósforo.	53
7.1.1 Efecto de la carga orgánica (CO) sobre el comportamiento típico de eliminación de materia orgánica durante la EBF.	54
7.1.2 Efecto conjunto de la CO y de la relación DQO/P-PO ₄ sobre el comportamiento típico de la EBF	58
7.1.3 Proceso de establecimiento de las BAF desde el punto de vista microbiológico	60
a) Activación y estabilización de la estrategia metabólica de captura de materia orgánica (MO) y fósforo	62
7.2 Manejo de los parámetros de operación para inducir la eliminación real de fósforo	69
7.2.1 Efecto de la duración de la fase aerobia y del tiempo de retención hidráulico (TRH)	69
a) Ciclo de 12 h con una relación "anaerobia/aerobia" 1/1	69
b) Ciclo de 24 h con una relación "anaerobia/aerobia" 1/1	71
7.3 Comportamiento del nitrógeno durante las diferentes formas de operación efectuadas para favorecer la EBF	74
7.3.1 Ciclo de 8 h con una relación "anaerobia/aerobia" 1/0.5	74
7.3.2 Ciclo de 12 h con una relación "anaerobia/aerobia" 1/1	76
a) Efecto del TRH aerobio sobre la nitrificación	77
7.3.3 Ciclo de 24 h con una relación "anaerobia/aerobia" 1/1	78
7.4 Discusión del comportamiento de los contaminantes durante	

la EBFyN: Análisis comparativo entre los resultados de esta investigación y los reportados en la bibliografía	80
7.4.1 Comportamiento del fosfato y la materia orgánica	81
7.4.2 Comportamiento del nitrógeno	83
7.4.3 Fenómeno de nitrificación y desnitrificación simultáneas	84
7.5 Efecto de un periodo de anaerobiosis prolongado sobre el funcionamiento de un B-SBR.	86
7.5.1 Efecto sobre las eficiencias de eliminación de C, P y N durante el periodo de anaerobiosis	86
7.5.2 Restablecimiento de la aireación y cambios en el comportamiento del sistema	87
7.5.3 Propuesta del comportamiento microbiológico del sistema durante la experimentación	88
7.5.4 Comportamiento microbiológico del sistema después de restablecer el periodo de aireación	89
7.5.5 Pérdida de la capacidad de eliminación de fósforo	89
a) Propuesta sobre la saturación de las BAF	91
7.5.6 Efecto de la experimentación sobre la eficiencia de la EBN	92
7.5.7 Reactivación de la EBF después de un periodo de anaerobiosis prolongado	92
7.5.8 Desprendimiento de la Biopelícula	93
7.6 Acoplamiento de la EBN a la EBF	96
7.6.1 Relación de competencia entre las BAF y las bacterias nitrificantes (BN)	96
a) Propuesta sobre el arreglo de las poblaciones dentro de la biopelícula y la disponibilidad de oxígeno disuelto OD	97
7.6.2 Respuesta del sistema ante el establecimiento de un ciclo de tratamiento con una secuencia de fases Anaerobia / Aerobia / Anóxica / Aerobia II	104
a) Comportamiento de los contaminantes (MO, P y N) en cada una de las fases del ciclo de tratamiento	105
b) Efecto de emplear una CO menor que 3 gDQO/m ² ·d sobre la EBFyN	107
7.6.3 Variación en la relación MO almacenada/P-PO ₄ ⁻ excretado, durante la fase anaerobia	108
a) Importancia de la MO de fácil asimilación	110

7.6.4 Reactivación de la eficiencia de EBF y optimación de la EBN	112
a) Reducción de la fase anaerobia para permitir solamente el almacenamiento de MO de fácil asimilación	112
b) Comportamiento de eliminación de MO y fósforo	113
c) Comportamiento de eliminación del nitrógeno	115
d) Nitrificación y desnitrificación completa durante fase aerobia	115
8 CONSIDERACIONES FINALES	
8.1 Sobre el efecto de la carga orgánica en la EBF	117
8.2 Sobre las condiciones de operación óptimas para obtener nitrificación completa	119
8.3 Sobre el efecto producido por un periodo de anaerobiosis prolongado	120
8.4 Sobre la relación interespecífica entre BAF y BN dentro de un B-SBR	121
8.5 Sobre la excreción de fosfatos no relacionada con la EBF	122
8.6 Propuestas de investigación a seguir, para optimar la eficiencia de eliminación de P y N empleando un B-SBR	123
8.6.1 Ciclo de depuración con 2 fases y una relación anaerobiosis / aerobiosis de 1 / 6	123
8.6.2 Ciclo de 4 fases utilizando la estrategia prefermentación	123
8.6.3 Algunas recomendaciones para tomar en cuenta al emplear un B-SBR	125
9 CONCLUSIONES	126
10 BIBLIOGRAFÍA	128

RESUMEN

Cuando el fósforo y el nitrógeno no son eliminados de las aguas residuales, se acelera el proceso de eutrofización en los cuerpos de agua receptores (Vollenweider, 1985 ; Rodrier, 1990). Desde hace tiempo, se emplean métodos biológicos a nivel industrial para eliminar estos contaminantes. En general se trata de sistemas continuos con biomasa suspendida que requieren recircular lodos y/ó el agua residual en tratamiento, dentro de un tren de reactores en los que se proporcionan las condiciones necesarias para que se efectúen los diferentes procesos biológicos. Recientemente, se ha retomado el estudio y utilización de los reactores discontinuos (SBR), en ellos, el tratamiento se hace por ciclos. Cada ciclo incluye las siguientes etapas: llenado, periodo de reacción, sedimentación de lodos y vaciado del agua tratada. Estos sistemas presentan como ventaja, que toda la secuencia de reacciones ocurre dentro del mismo reactor. Sin embargo, al coexistir diferentes microorganismos, se presenta una relación de competencia entre las bacterias acumuladoras de fosfato (BAF) y las bacterias nitrificantes (BN). No obstante, González-Martínez y Wilderer (1991) reportan haber obtenido eliminación eficiente de fosfato y

nitrificación completa empleando un reactor discontinuo con biopelícula (B-SBR).

La innovación de emplear biopelícula en este tipo de sistemas ofrece las siguientes ventajas: a) retención de altas concentraciones de biomasa dentro del reactor; b) se elimina la etapa de sedimentación de lodos; c) coexistencia de actividad metabólica aerobia y anóxica en el mismo ecosistema o biopelícula (Iwai y Kitao, 1994). Con base en estas observaciones, el objetivo principal de esta investigación es aprovechar las características de los reactores discontinuos que emplean biopelícula, para acoplar a la eliminación (EBN) biológica de fósforo (EBF) el proceso de eliminación biológica de nitrógeno dentro del mismo sistema, empleando una secuencia de fases Anaerobia / Aerobia / Anóxica / Aerobia. Para lo cual, se utilizó un reactor a escala piloto, de 1,000 l de capacidad, de cama completamente sumergida empacado con anillos Pall de 9 cm de diámetro, el cual se llenó con agua residual de tipo municipal.

Durante 650 días de operación constante el trabajo de investigación consistió en monitorear el comportamiento de los contaminantes a lo largo del ciclo de tratamiento y relacionarlo con la forma de operación y la actividad microbiológica de la biopelícula. Posteriormente, con base en el análisis de estos resultados se experimentaron diversas estrategias de operación con la finalidad de obtener una eliminación óptima de fosfato y nitrificación completa. Los parámetros que se variaron fueron: Carga orgánica (CO), relación DQO/P-PO₄, duración del ciclo de tratamiento y tiempo de aireación. Se experimentaron 7 diferentes CO, 26.7 ± 5.0 ; 15.0 ± 3.2 ; 5.0 ± 1.0 ; 5.3 ± 1.2 , 3.1 ± 0.4 ; 3.2 ± 0.2, y 2.4 ± 0.1 g DQO/m²·d. De las cuales las primeras 4 se probaron con un ciclo de tratamiento de 8 h y un periodo de reacción dividido únicamente en dos fases, cuya relación anaerobia/aerobia fue 1.0/0.5.; el cuarto valor se probó con un ciclo de 24 h y una relación 1/1.

Una vez que el sistema alcanzó un comportamiento estable con altas eficiencias de eliminación de fósforo, se procedió a acoplar el proceso de desnitrificación empleando la estrategia propuesta con 4 fases de reacción.

Tomando en cuenta los resultados obtenidos hasta ese momento, se determinó la duración de cada fase y las condiciones de operación necesarias para obtener una alta eficiencia de eliminación biológica de fósforo y nitrógeno (EBFyN), de forma que los últimos dos valores de CO se probaron con un ciclo de 36 h y una relación Anaerobia / Aerobia / Anóxica / Aerobia de 1.0/2.0/0.3/0.3 .

Con base en los resultados obtenidos, se establecen las siguientes consideraciones generales y conclusiones:

Al emplear un valor de CO cercano a 5.0 gDQO/m²·d y un valor de 16 para la relación DQOt/P-PO₄⁻, se activó la vía metabólica alterna de EBF, pero solamente con valores cercanos 3 gDQO/m²·d, se obtuvo eliminación real de fósforo y nitrificación completa.

Existe un punto de equilibrio entre la CO y el tiempo de retención celular (TRC), ya que si la CO es muy alta, el TRC se acorta e impide el establecimiento de microorganismos con tiempos de duplicación largos, como es el caso de las BN y BAF. Por otro lado si la CO es muy baja entonces el crecimiento de las poblaciones se hace tan lento que casi no se generan lodos de exceso y la eficiencia de EBF disminuye. Al parecer, el punto de equilibrio para esta investigación se encuentra en un valor cercano a 3.0 gDQO/m²·d.

Se observó que el estado de estrés que necesitan las bacterias aerobias heterótrofas para activar la EBF, está dado además de por el establecimiento de una secuencia de fases anaerobia / aerobia u óxica, por la falta de MO disponible durante ésta última etapa.

Existe una relación directa entre la capacidad de nitrificar del sistema y la duración de la fase aerobia. La nitrificación completa, se obtuvo al utilizar una fase aerobia de 11 h 40 min, eliminándose el 98 ± 2% del N-NH₄⁺.

Se propone la existencia de una relación interespecífica entre las BN y las BAF, en la que el oxígeno es empleado por las BN para oxidar el N-NH₄⁺ y las BAF actúan como bacterias desnitrificantes (BD), que emplean los N-ox, como aceptores de electrones para degradar la MO almacenada como PHB.

Al emplear el periodo de reacción (dividido en cuatro fases) propuesta al inicio de la presente investigación, así como una duración de ciclo de 36 h y una CO de 3.2 g DQOt/m²·d, se obtuvieron los siguientes porcentajes de eliminación: 89% ± 1% de la MO; 75% ± 15% del P-PO₄⁻; una nitrificación del 98% ± 2% y una desnitrificación del 87% ± 10%.

El empleo de "B-SBR" ha demostrado ser eficiente para eliminar MO, P y N cuando se utiliza una estrategia de operación adecuada; presentando como ventaja principal la posibilidad de que las BAF participen también en la EBN como BD, con lo cual se resuelve el problema de competencia entre BN y BAF reportado en la bibliografía.

NOMENCLATURA

AGV	Ácidos grasos volátiles
AR	Agua residual
BAF	Bacterias acumuladoras de fosfato
BD	Bacterias desnitrificantes
BH	Bacterias heterótrofas
BF	Bacterias facultativas
BN	Bacterias nitrificantes
B-SBR	Sistema de reactor discontinuo con biopelícula (del inglés Biofilm sequencing batch reactor)
CO	Carga orgánica
COT	Carbón orgánico total
DQOs	Demanda química de oxígeno soluble
DQOt	Demanda química de oxígeno total
EBN	Eliminación biológica de nitrógeno
EBF	Eliminación biológica de fósforo
EBFyN	Eliminación biológica de fósforo y nitrógeno
LA	Lodos activados
MO	Materia orgánica
MOa	Materia orgánica almacenada
NDS	Nitrificación y desnitrificación simultánea
N-ox	Óxidos de nitrógeno
N-NH ₄ ⁺	Nitrógeno del ion amonio
N-NO ₂ ⁻	Nitrógeno de los nitritos
N-NO ₃ ⁻	Nitrógeno de los nitratos
OD	Oxígeno disuelto
PHB	Poli-β-hidroxibutirato
PHV	Poli-β-hidroxivalereato
poli-P	Enlaces polifosfato
P-PO ₄ ⁻	Fósforo de los ortofosfatos
SBR	Sistema de reactor discontinuo (del inglés Sequencing batch reactor)
SLA	Sistema de lodos activados
TRH	Tiempo de retención hidráulica
TRC	Tiempo de retención celular

1. INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso imprescindible para el desarrollo de las naciones; para la propia existencia del hombre y sobre todo desde un punto de vista no antropocéntrico, para cualquier tipo de vida en nuestro planeta.

1.1 Problemática

Actualmente existe a nivel mundial un grave problema de contaminación de las aguas epicontinentales como consecuencia de la generación de diferentes tipos de desechos que son vertidos en los cuerpos de agua o depositados en lugares inadecuados en donde pueden involucrarse con el ciclo natural del agua dando como resultado final la contaminación del recurso. El ejemplo más evidente lo constituyen los depósitos de basura y rellenos sanitarios mal planeados, en los cuales los contaminantes se lixivian por acción de las lluvias y pueden llegar hasta el manto frático y contaminar el recurso.

1.1.1 Contaminación trófica y saprobia de las aguas epicontinentales

Las aguas residuales (AR) pueden generar , entre otros, los siguientes dos tipos importantes de contaminación:

-Si son vertidas crudas, es decir sin un tratamiento previo, generan contaminación saprobia debida a la acumulación y degradación de materia orgánica. Ya que los procesos para la degradación y mineralización de la materia orgánica (MO) requieren de altas concentraciones de oxígeno disuelto. El cual, se agota parcial o totalmente, deteriorando en consecuencia la calidad del agua.

-Si bien es cierto que la contaminación se reduce cuando el agua residual recibe un tratamiento secundario (antes de ser vertida), de todos modos produce contaminación. En este caso, de tipo trófica, es decir aquella contaminación que se da por una elevada concentración de nutrimentos inorgánicos, los cuales inducen el aumento en la productividad primaria generando procesos de "eutrofización cultural"¹ en los cuerpos de agua.

1.1.2 Papel del fósforo y del nitrógeno en la contaminación del recurso acuático

Vollenweider (1985), menciona que la carga de nutrimentos, pero en particular la carga de fósforo en un cuerpo de agua , es el factor limitante (que controla) la eutrofización. Además, menciona que el nitrógeno casi siempre juega un papel secundario; pero cuando se presenta un nivel de eutrofización avanzado, se convierte también en un factor de control. Al respecto Rodier (1990), indica que los elementos responsables de la eutrofización son esencialmente el fósforo y el nitrógeno y recomienda limitar el contenido de fósforo total en las aguas de ríos a 0.1 mg/l y el de los lagos ó cuerpos de agua lénticos a 0.05 mg/l para evitar este problema.

¹ La eutrofización es un proceso natural de envejecimiento de los cuerpos de agua, el cual se presenta como un aumento en la concentración de los nutrimentos y una disminución de la profundidad por azolve de los cuerpos de agua. Este proceso, normalmente ocurre de manera lenta y gradual pero cuando se ve acelerado por alguna actividad humana, ciertos autores (Kuentzel, 1969) lo diferencian denominándolo como "eutrofización cultural".

Desde principios de los años 60 aumentó el problema de la eutrofización cultural como consecuencia del uso masivo de detergentes, los cuales emplean altas concentraciones de polifosfatos para disminuir la dureza del agua y facilitar la emulsión de los aceites y grasas.

Al respecto, Barth y Stensel (1981) mencionan que la concentración de fósforo en las AR de tipo municipal, depende de la infiltración, del uso de detergentes y de las contribuciones del AR de la industria. Pero que en general la concentración varía entre 3.5 - 12.0 g/m³.

Actualmente, ante el problema cada vez más grave, que representa el disponer de agua de calidad a bajos costos y como una medida para proteger los cuerpos de agua que surten dicho recurso, las normas que legislan los límites permitidos de estos contaminantes en las AR tratadas se han hecho más estrictas. Por ejemplo, para el caso de la Unión Europea la legislación establece que para el año 1999, el efluente de las plantas que tratan cargas equivalentes de 10,000 a 100,000 habitantes, no deben contener más de 2.0 mg/l y en aquellas plantas que traten una carga equivalente de más de 100,000 hab la concentración de fósforo no podrá ser mayor que 1.0 mg/l (Council of European Communities, 1991).

En cuanto al nitrógeno presente en las aguas residuales, se sabe que este contaminante se encuentra principalmente en forma de NH_4^+ ya que además de ser éste un producto de descomposición de la MO, también es un desecho industrial importante.

La presencia de nitrógeno amoniacal en el agua es indeseable porque:

a) además de acelerar el proceso de eutrofización, produce un desagradable olor detectable a concentraciones de 35 mg/m³ de aire; b) es tóxico a concentraciones mayores que 50 mg/l, pero sobre todo por que c) es un contaminante que demanda grandes concentraciones de OD para ser oxidado (Lippert, 1992). Lo cual, crea graves problemas de anoxia en los cuerpos de agua receptores.

Algunos procesos biológicos de tratamiento transforman el nitrógeno amoniacal a óxidos de nitrógeno. Sin embargo, ésta no es la solución más

adecuada ya que el NH_4^+ no es la única forma indeseable del nitrógeno en el agua.

Los óxidos de nitrógeno, también producen problemas. Los nitratos, contribuyen a desarrollar la enfermedad conocida como metaglobinemia en niños. Y, en altas concentraciones, es tóxico para las formas de vida acuática.

El ácido nitroso, que se produce a partir de los nitritos durante el proceso de desnitrificación; es otra forma indeseable del nitrógeno en el agua. Ya que puede reaccionar con aminas secundarias para formar aminas nitrificadas conocidas por su poder carcinógeno. Por lo tanto, es necesario eliminar eficientemente al nitrógeno de las aguas residuales y no únicamente cambiar su forma dentro del sistema.

1.1.3 Eliminación de fósforo y nitrógeno de las aguas residuales

Con base en la información anterior, se deduce la importancia de eliminar no sólo la materia orgánica de las aguas residuales; sino también los compuestos inorgánicos responsables del deterioro del recurso acuático.

Desde hace algún tiempo, se emplean métodos fisicoquímicos² para la eliminación de fósforo y de nitrógeno de las aguas residuales. Sin embargo, esos procesos presentan como desventajas ser muy costosos y generar lodos de manejo delicado, por lo que el empleo de métodos biológicos representa una buena alternativa (Arvin *et al.*, 1985; Stephenson *et al.*, 1985; Ruiz-Treviño *et al.*, 1992).

Iving y Shapiro (1965) fueron los primeros en reportar el fenómeno de eliminación de fosfatos en sistemas de lodos activados en los cuales existía una zona de contacto anaerobia. Con base en sus observaciones propusieron el primer proceso biológico para la eliminación de fósforo (proceso Pho strip inciso 4.2.1), aún sin conocer como ocurría dicho

² Por ejemplo, la adición de precipitantes químicos como son Ca^{++} , Fe^{++} , Fe^{+++} y Al^{+++} , para formar lodos químicos que posteriormente deben ser separados del AR y tratados de forma especial (Sedlak, 1991).

proceso. A partir de entonces, otros procesos han sido descritos (Capítulo 4). En general se trata de sistemas continuos con biomasa suspendida que requieren recircular lodos y el AR en tratamiento, dentro de un tren de reactores en los que se proporcionan las condiciones necesarias de aerobiosis y anaerobiosis para que se efectúen los diferentes procesos biológicos.

Recientemente, Irving y Davis (1971) retomaron el estudio y utilización de los reactores discontinuos (SBR), con un gran éxito debido a la posibilidad de automatizar estos sistemas gracias al actual desarrollo tecnológico. En los SBR, el tratamiento se hace por ciclos. Cada ciclo incluye las siguientes etapas: llenado, periodo de reacción, sedimentación de lodos y vaciado del agua tratada.

Estos sistemas presentan como ventaja, que toda la secuencia de reacciones ocurre dentro del mismo reactor. Sin embargo, al coexistir diferentes microorganismos, se presenta una relación de competencia entre las bacterias acumuladoras de fosfato (BAF) y las bacterias nitrificantes (BN), por el oxígeno. Al respecto Hang-Sik *et al.* (1993) y Rusten & Eliassen (1993) reportan que al experimentar en un SBR con biomasa suspendida, cuando se presenta una excelente eliminación de fósforo sólo se obtiene nitrificación parcial y viceversa. No obstante, González-Martínez y Wilderer (1991) reportan haber obtenido eliminación eficiente de fosfatos y nitrificación completa empleando un reactor discontinuo con biopelícula (B-SBR).

La innovación de emplear biopelícula en este tipo de sistemas ofrece las siguientes ventajas: a) retención de altas concentraciones de biomasa dentro del reactor; b) se elimina el largo tiempo de sedimentación de lodos; c) coexistencia de actividad metabólica aerobia y anaerobia en el mismo ecosistema o biopelícula (Iwai y Kitao, 1994).

1.2 Objetivos y Alcances

Con base en las observaciones anteriores, los objetivos principales de esta investigación son:

- Determinar los parámetros ambientales y la forma más adecuada de operación de un "SBR" que emplea biomasa adherida, para eliminar fósforo en AR de tipo municipal.

- Aprovechar las características de los reactores discontinuos que emplean biopelícula, para acoplar los procesos de eliminación biológica de fósforo y nitrógeno dentro del mismo sistema, empleando una secuencia de fases Anaerobia / Aerobia / Anóxica / Aerobia.

Dentro de los alcances de este trabajo, se considera realizar la experimentación a nivel planta piloto empleando un solo reactor discontinuo de operación versátil para eliminar, por procesos biológicos, materia orgánica, fósforo y nitrógeno del agua residual que llega a la planta de tratamiento de Ciudad Universitaria. La forma de operación, así como las fases del proceso que se proponen, se basan en los trabajos realizados por Rensink *et al.* (1981) y González-Martínez y Wilderer (1991).

2. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO (EBF)

Actualmente, es bien conocido que se necesita una secuencia de fases anaerobia/aerobia para que el proceso se lleve a cabo, ya que los microorganismos involucrados emplean un mecanismo metabólico alterno que se activa bajo estas condiciones.

2.1 Aspectos metabólicos

En general el contenido típico de fósforo en los microorganismos presentes en un sistema de tratamiento convencional de aguas residuales (AR) fluctúa entre 1.5 y 2% del peso seco. Sin embargo, el grupo de bacterias capaces de eliminar fósforo de las AR, conocido como "acumuladoras de fosfato" (BAF), se caracteriza por almacenar altas concentraciones de

fósforo en forma de gránulos de polifosfatos (poli-P) y su contenido fluctúa entre 3 y 6% del peso seco de la biomasa (Sedlack, 1991). Se trata de microorganismos aerobios que obtienen su energía (ATP) a través de la vía metabólica del ciclo de los ácidos tricarboxílicos y cadena respiratoria, empleando oxígeno como aceptor de electrones (Fig. 2.1). Sin embargo, cuando estos organismos son sometidos a una secuencia de condiciones anaerobias / aerobias, activan un mecanismo metabólico de sobrevivencia para competir con otros grupos de bacterias facultativas por la materia orgánica (MO) bajo condiciones anaerobias. Las bases para explicar dicho mecanismo fueron propuestas por Nicholls y Osborn (1979). Recientemente

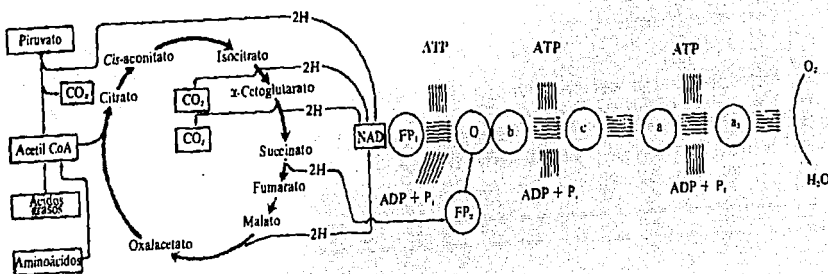


Figura 2.1 Metabolismo aerobio de respiración de las BAF en condiciones normales de aerobiosis (tomado de Lenhinger, A. 1975)

varios modelos han sido desarrollados, pero según un estudio crítico hecho por Doria-Serrano *et al.*, (1992), son dos los que parecen estar mejor apoyados por datos experimentales: Comeau-Wentzel (1986) y Mino (1987) modificado por Wentzel (1991). El mecanismo de EBF consiste en consumir material carbonoso de fácil asimilación, principalmente ácidos grasos volátiles (AGV) de cadena corta (p.e. acetato) para transformarlo y almacenarlo durante dicha fase anaerobia como poli-β-hidroxibutirato (PHB) (Fig. 2.2). Durante la transformación y almacenamiento de MO, las BAF necesitan energía que obtienen a partir de la hidrólisis de poli-P. Durante este proceso se genera y libera al medio ortofosfatos (representado como

Pi en la figura 2.2). Ambos modelos anteriormente mencionados, concuerdan en las reacciones involucradas en la síntesis de PHB y en la importancia del poli-P en el proceso. La diferencia entre un modelo y otro es el origen del NADH necesario para la reducción del acetoacetil CoA (Fig. 2.2). Posteriormente, cuando estas mismas BAF se someten a condiciones ambientales propicias, es decir, en presencia de O_2 , entonces, la MO que almacenaron en forma de PHB es retransformada a acetyl CoA (Fig. 2.3), mismo que es reincorporado al ciclo de los ácidos tricarbóxicos y cadena

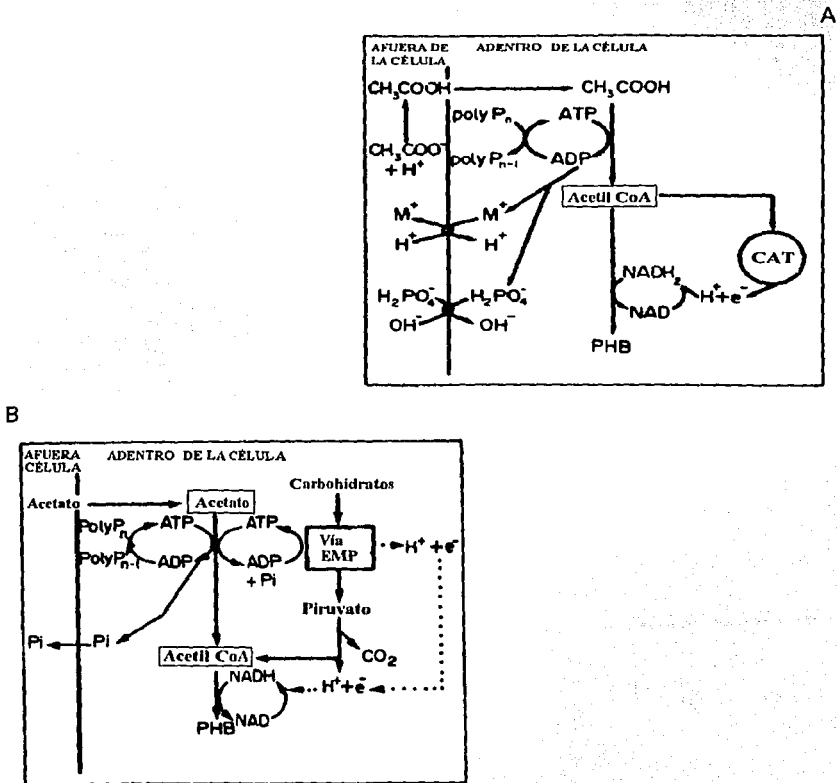


Figura 2.2 Modelos metabólicos para el proceso de EBF. A) Comeau-Wentzel (1986) y B) Mino (1987) (tomados de Matsuo *et al.*, 1992)

respiratoria para su degradación . A través de esta vía, se produce la energía necesaria para reactivar todo el metabolismo celular, incluyendo el crecimiento. Es entonces, cuando ocurre la verdadera separación del fósforo del AR, ya que las BAF consumen el fósforo presente en el AR en una proporción mayor a la concentración excretada durante la fase anaerobia, para emplearlo tanto en la generación de ATP, como para recargar las reservas energéticas en forma de poli-P; como una estrategia de sobrevivencia ante la posibilidad del establecimiento de otro periodo anaerobio. La eliminación del fósforo del sistema se hace a través de la extracción de los lodos de exceso.

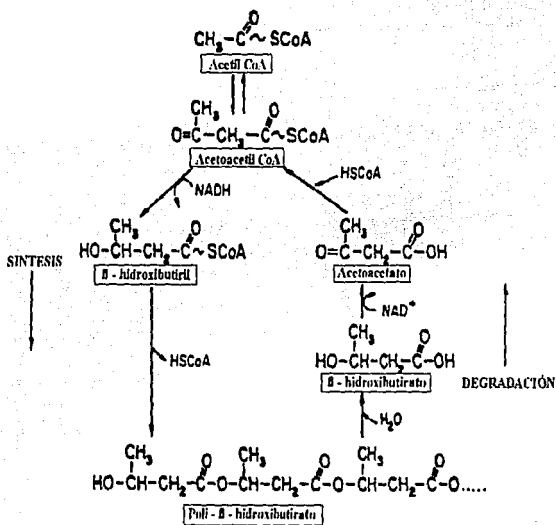


Figura 2.3 Síntesis y degradación de PHB a partir de acetato y reincorporación a la vía de degradación de MO de las BAF (tomado de Sedlak, 1991)

El esquema de la figura 2.4 muestra de una forma simplificada el consumo y transformación de MO en PHB y la consecuente excreción de fosfatos en

condiciones anaerobias y; la posterior degradación de PHB, la producción de energía en forma de ATP y poli-P y el consumo de ortofosfatos.

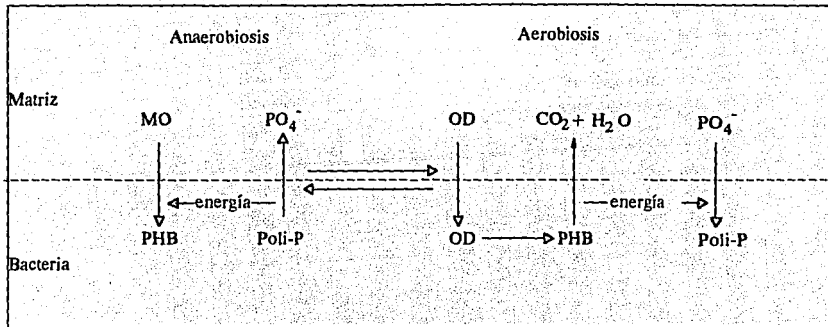


Figura 2.3 Esquema que representa el funcionamiento de la vía metabólica alterna que encienden las BAF bajo condiciones de estrés (tomado y modificado de Stephenson *et al.*, 1985).

Si se representa gráficamente el mecanismo de EBF con base en la concentración de los nutrientes involucrados, se observa que:

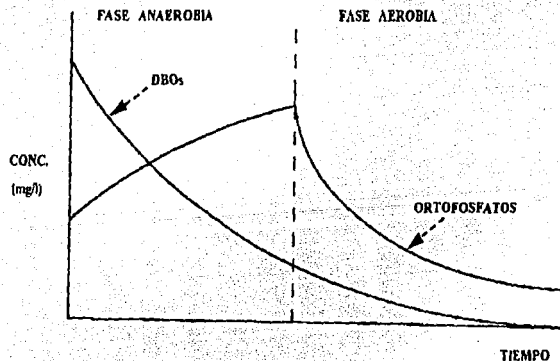


Figura 2.5 Comportamiento típico de los nutrientes dentro de un SBR durante la EBF. (tomada de Sedlak, 1991).

- Durante la fase anaerobia la concentración de MO (medida como DQO o DBO₅) tiende a disminuir hasta valores muy cercanos a cero. Mientras que la concentración de fósforo (como P-PO₄⁻) aumenta en más del 100% (Fig. 2.5 fase anaerobia).

- Durante la fase aerobia, la MO que aún queda es degradada. En esta fase se metaboliza la MO previamente almacenada y al mismo tiempo la concentración de fósforo tiende a disminuir hasta ser eliminado del medio (Fig. 2.5, fase aerobia).

2.2 Microbiología

Se han realizado varios estudios sobre la microbiología del proceso para conocer cual o cuales son los organismos denominados "acumuladores de fosfato". Al respecto, Doria-Serrano *et al.* (1992), presentan una breve recopilación de la información existente y mencionan que una parte de los investigadores dedicados al estudio de este proceso; entre los que destacan Wentzel *et al.* (1986), quienes consideran a las bacterias del género *Acinetobacter* como responsables de la EBF. Sin embargo, se sabe que la cantidad de acetato (sustrato empleado por *Acinetobacter*) es pequeña en el influente de una planta de tratamiento puesto que la MO está constituida frecuentemente por moléculas más complejas. Al respecto, Doria-Serrano *et al.* (1992), mencionan que algunos autores consideran que la MO es primero transformada por microorganismos fermentativos en ácidos grasos de bajo peso molecular, entre los cuales se encuentra el acetato y posteriormente éstos son asimilados por las BAF.

Actualmente, en muchos microorganismos, además de *Acinetobacter*, se ha encontrado la capacidad de almacenar y eliminar fósforo; entre los cuales se encuentran *Pseudomonas vesicularis*, *Klebsiella pneumoniae*, *Micrococcus*, *Aeromonas hydrophila*, *Arthrobacter globiformis*, *Moraxella sp.* y *Enterobacter sp.* . Algunas de estas bacterias son estrictamente aerobias y otras fermentativas; algunas utilizan acetato como fuente de

carbono, pero la mayoría también puede metabolizar glucosa y otras moléculas orgánicas (Doria-Serrano *et al.*, 1992).

2.3 Factores que afectan la EBF

2.3.1 Oxígeno disuelto y óxidos de nitrógeno

El consumo y almacenamiento de MO solamente puede ocurrir en condiciones anaerobias ya que en presencia de óxidos de nitrógeno (condiciones anóxicas¹), estos sustratos pueden ser usados como aceptores de electrones en ausencia de oxígeno disuelto (Ecklenfelder Jr. , 1985).

Por otra parte, Kerrn-Jespersen y Henze (1993), mencionan que diversos autores reportan como posible la captura de fósforo tanto en condiciones aerobias como anóxicas ya que, como se ha mencionado antes, el nitrato puede ser empleado como aceptor de electrones. Al respecto, estos mismos autores encontraron que el consumo de fósforo es más rápido en condiciones aerobias que en condiciones anóxicas.

Este hecho también ha sido observado por Comeau *et al.*, (1987) quienes explican que la producción de energía que resulta de la degradación del PHB ó PHV es menor en condiciones anóxicas que en condiciones aerobias. Sin embargo, Kerrn-Jespersen y Henze (1993) observaron que bajo condiciones aerobias todas las BAF capturan fósforo del medio, mientras que en condiciones anóxicas sólo una parte de las BAF asimilan fósforo.

Recientemente, Wanner *et al.* (1992) y Bortone *et al.* (1994), han diseñado y probado de manera exitosa dos diferentes procesos de eliminación de materia orgánica y nutrimentos empleando una fase anóxica en vez de una aerobia para llevar a cabo el consumo de ortofosfatos y desnitrificación.

¹ Un medio anóxico es aquel en el que no se detecta OD, pero existen óxidos de nitrógeno. Esta clasificación fue establecida por acuerdo del grupo de trabajo sobre eliminación de nutrimentos (Removal nutrients) de la International Association on Water Pollution Research and Control durante un seminario llevado a cabo en Pretoria, República de Sudáfrica, los días 5 y 6 de abril de 1982.

2.3.2 Temperatura

Randall *et al* (1992) hacen una recopilación de la información que diferentes investigadores reportan sobre la temperatura óptima del proceso y encontraron que los valores son muy diferentes. Sin embargo, la gran variedad de especies capaces de acumular fósforo, incluye microorganismos psicrófilos, mesófilos e incluso termófilos. Por lo tanto la temperatura óptima dependerá del grupo dominante dentro del sistema. Lo cual, a su vez, depende del tipo de cultivo inicial y de las condiciones de operación.

En cuanto al proceso de EBF en sistemas de biopelícula, González-Martínez y Wilderer (1991) reportan que los cambios de temperatura entre 15 y 25°C afectan las tasas de consumo y excreción de fósforo, pero no hay un efecto significativo sobre la eficiencia de eliminación general del proceso.

2.3.3 pH

Tracy y Flammio (1985) encontraron que el consumo de ortofosfatos es óptimo en el intervalo de pH entre 6.6 y 7.4 . A valores menores el crecimiento de los microorganismos disminuye y a valores mayores a 8.0 se sabe que el fósforo precipita en presencia de carbonatos y/o bicarbonatos, como fosfato de calcio.

Afortunadamente, la mayoría de las AR municipales presentan valores de pH dentro de este intervalo. La acidez en AR de tipo industrial puede representar un problema para la EBF.

3. ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO

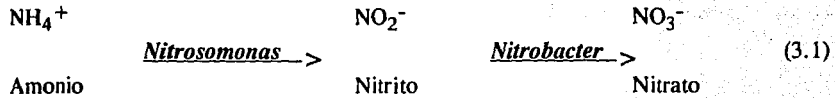
En el presente capítulo, se hace una breve revisión de los aspectos metabólicos, microbiológicos y de los factores fisicoquímicos que afectan la nitrificación y la desnitrificación. Ambos procesos forman parte del ciclo biológico del nitrógeno e intervienen en la eliminación de este elemento de las aguas residuales.

3.1 Nitrificación

La nitrificación es el proceso de transformación del NH_4^+ en óxidos de nitrógeno (NO_2^- y NO_3^-) por la acción de bacterias aerobias que utilizan el oxígeno como aceptor de electrones.

3.1.1 Microbiología y Bioquímica

La oxidación del nitrógeno amoniacal se lleva a cabo en dos pasos, primero se transforma en iones nitrito por acción de las bacterias del género *Nitrosomonas* y luego en iones nitrato por acción de las bacterias del género *Nitrobacter* como se esquematiza en la ecuación 3.1 .



Ambos grupos de bacterias son quimiolitótrofos. Es decir, su fuente de carbono es el CO_2 y su fuente de energía proviene de iones inorgánicos. La diferencia entre ambos es que *Nitrosomonas* obtiene su fuente de energía del NH_4^+ mientras que *Nitrobacter* la obtiene a partir del ion NO_2^- .

La nitrificación también puede ocurrir en presencia de material orgánico ya que existe un importante grupo de bacterias nitrificantes heterótrofas entre las que se incluyen los géneros *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Nocardia* y *Streptomyces*. Heterótrofas o autótrofas, el común denominador de estas bacterias es que son aerobias estrictas y requieren altas concentraciones de oxígeno.

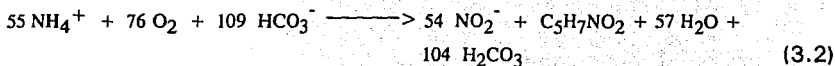
Las ecuaciones estequiométricas de la nitrificación se presentan en la tabla 3.1 . Al respecto, Ramírez (1988) propone que durante el proceso de nitrificación se produce una biomasa mayor de *Nitrosomonas* que de *Nitrobacter*, bajo la suposición de que la síntesis celular por unidad de energía producida es igual en ambos géneros. Ya que el género *Nitrosomonas* obtiene mayor energía por mol de nitrógeno oxidado en comparación con el género *Nitrobacter*.

TABLA 3.1 Presenta las ecuaciones para la nitrificación biológica (tomada y modificada de Ramírez, 1988).

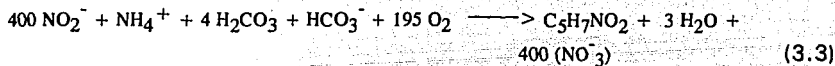
Etapa 1:	Etapa 2:
$\text{NH}_4^+ + 1.5 \text{O}_2 \xrightarrow{\text{Nitrosomonas}} \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + \text{H}^+$ $G = -65 \text{ Kcal/mol de N-NH}_4^+$	$\text{NO}_2^- + 0.5 \text{O}_2 \xrightarrow{\text{Nitrobacter}} \text{NO}_3^-$ $G = -19 \text{ Kcal/mol de N-NH}_4^+$
<p>Bacterias que participan:</p> <p><u><i>Nitrosomonas europaea</i></u></p> <p><u><i>Nitrosomonas monocella</i></u></p> <p><u><i>Nitrosococcus sp</i></u></p>	<p>Bacterias que participan:</p> <p><u><i>Nitrobacter agilis</i></u></p> <p><u><i>Nitrobacter winogradskyi</i></u></p> <p><u><i>Nitrocystis sp</i></u></p>

De acuerdo con este autor y considerando que la fórmula empírica de la célula bacteriana es $\text{C}_5 \text{H}_7 \text{NO}_2$, Las ecuaciones 3.2 y 3.3 representan los procesos generales de oxidación y crecimiento para *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* respectivamente

Nitrosomonas:



Nitrobacter:



Con base en las ecuaciones anteriores, se observa que por cada miligramo de nitrógeno del ion amoníaco (N-NH_4^+)¹ oxidado se producen 0.14 mg de células de *Nitrosomonas*. Mientras que por cada miligramo de nitrógeno de

¹ En la literatura especializada en tratamiento de aguas residuales, para referirse a un elemento en particular de una molécula, se abrevia poniendo el símbolo de dicho elemento, al inicio, unido por un guión a la fórmula química de la molécula.

los nitritos (N-NO_2^-) se producen 0.02 mg/l de células de *Nitrobacter*. De forma que la eliminación de 20 mg de N-NH_4^+ producen 1.8 mg de organismos nitrificantes.

3.1.2 Factores que afectan la Nitrificación

Algunas observaciones importantes sobre el proceso de Nitrificación en sistemas de lodos activados se presentan a continuación:

a) Oxígeno Disuelto (OD)

Randall *et al.*, (1992) mencionan que otros autores encontraron que se requiere una concentración de OD de al menos 0.3 mg/l para que la nitrificación se efectúe. Sin embargo, la mayor parte de los investigadores reportan valores entre 1.0 y 3.0 mg/l, como la concentración de OD, a la cual la tasa de nitrificación se hace independiente. Es decir, de una manera general, se puede considerar que a concentraciones iguales o mayores que 3.0 mg de OD/l, éste deja de ser limitante para el crecimiento de las bacterias nitrificantes (BN), en sistemas de lodos activados (SLA) y en cultivos en lote con biomasa suspendida.

La discrepancia entre los valores de OD reportados como la concentración no limitante para la nitrificación, ha sido explicada con base en los mecanismos de transporte y consumo de oxígeno en el interior de los flóculos que forman los lodos activados. Tomando en cuenta las siguientes consideraciones:

i) Las BN se localizan a través de toda la estructura del flóculo.

ii) La concentración de OD es mayor en el medio líquido que dentro del flóculo, y disminuye con la profundidad del mismo como una función de los niveles de difusión y de respiración (Randall *et al.*, 1992).

Por tanto, la concentración de OD a la cual la tasa de nitrificación se hace independiente varía según el grado de compactación y tamaño de los flóculos, entre otras variables.

Respecto a las altas concentraciones de OD se ha observado que valores tan altos como 30 mg/l ó mayores, (obtenidos al experimentar oxigenando con oxígeno puro), no inhiben el proceso de nitrificación.

b) pH

Nitrobacter es inhibido a valores de pH superiores de 9.5 en presencia de amoníaco (NH_3) mientras que *Nitrosomonas* es activo en condiciones alcalinas y se inhibe a valores de pH por debajo de 6.0. Al respecto, Ramírez (1988), menciona que las máximas tasas de nitrificación se obtienen a pH entre 7.8 y 8.9, como se puede observar en la figura 3.1 . Lo cual según Norouzian (1983), se explica por el efecto del pH sobre la disociación del amoníaco. Ya que a valores de pH ácidos, la ecuación de

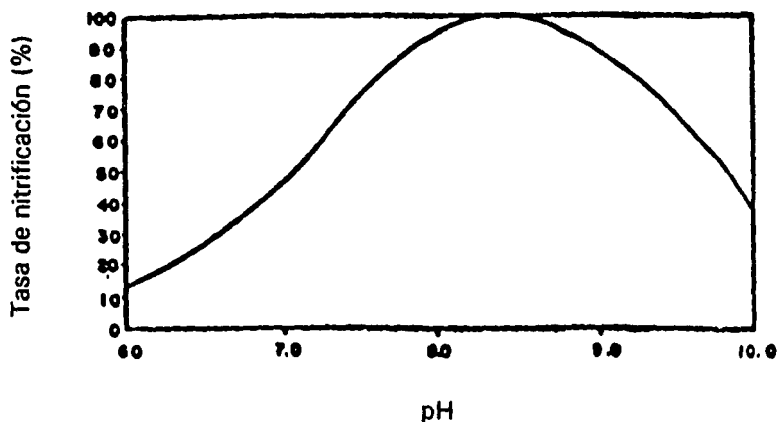
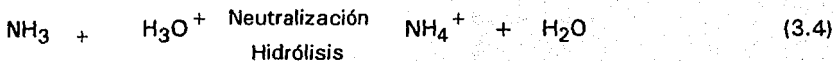


Figura 3.1 Presenta la relación entre la tasa de nitrificación y el pH cuando la temperatura se mantiene constante a 20°C. Tomada de Ramírez (1988).

equilibrio se mueve de izquierda a derecha (ec. 3.4), enriqueciendo el medio con iones amonio (NH_4^+), siendo el pK de la constante de disociación del amonio igual a 9.25 (Lehninger, 1985).

Ecuación de equilibrio del amoniaco:



c) Otros factores que afectan la nitrificación

- La temperatura óptima para nitrificación es de 30°C y no hay actividad por debajo de 6°C ni por arriba de 40°C (Mitchell, 1974).

- *Nitrobacter* es más sensible a cambios en el medio como son: baja temperatura, baja concentración de OD; presencia de metales tóxicos y presencia de ácido nitroso no disociado. Y, además necesita de tiempos mayores (de 10 a 90 días) que *Nitrosomonas* para aclimatarse tanto a lodos activados como a una biopelícula (Chen S.K. *et al.*, 1991).

3.2 Desnitrificación

La desnitrificación es el proceso de reducción desasimilatoria de los nitratos a nitrógeno molecular. Dicho proceso es llevado a cabo por bacterias que en condiciones aerobias emplean el oxígeno como aceptor final de electrones, pero que cuando se encuentran en ausencia de OD y presencia de nitritos y nitratos (condición anóxica)², emplean los óxidos de nitrógeno como aceptor final de electrones.

² De aquí en adelante, se emplean los términos anaerobio y anóxico. Un medio anóxico es aquel en el que no se detecta OD, pero existen óxidos de nitrógeno; en tanto que un medio anaerobio es aquel en el que no existe ni OD ni alguna forma de óxido de nitrógeno. Esta clasificación fue establecida por acuerdo del grupo de trabajo sobre eliminación de nutrimentos (Removal nutrients) de la International Association on Water Pollution Research and Control durante un seminario llevado a cabo en Pretoria, República de Sudáfrica, los días 5 y 6 de abril de 1982.

3.2.1 Microbiología y Bioquímica

La desnitrificación puede ser llevada a cabo por un numeroso grupo de bacterias, bioquímica y taxonómicamente, muy diversas. Muchas son heterótrofas entre las que se incluyen *Pseudomona denitrificans* y *Achromobacter*, otras son bacterias autótrofas entre las que se encuentran *Tiobacillus denitrificans* y *Micrococcus denitrificans*. Sin embargo, las bacterias heterótrofas realizan el proceso con más celeridad que las bacterias autótrofas.

La mayoría de los microorganismos desnitrificantes poseen todas las reductasas necesarias para reducir los NO_3^- a N_2 de acuerdo con la ecuación 3.5 (Knowles, 1982).

Knowles (1982) reporta que en sistemas acuáticos naturales la reducción del oxígeno a aproximadamente 0.2 mg/l es el punto crítico para favorecer o inhibir la desnitrificación ya que cuando las bacterias desnitrificantes se encuentran en ausencia de OD y en presencia o ausencia de materia orgánica, las enzimas óxido-reductasas entran a diferentes tiempos en desrrpresión, durante periodos de 40 min a 3h . Estas enzimas se presentan en la ecuación anterior como: NaR (nitrato-reductasa); NiR (nitrito-reductasa); NOR (óxido nítrico-reductasa) y N_2OR (óxido nitroso-reductasa).



* El óxido nítrico es una forma intermedia pero muy inestable dentro del proceso de desnitrificación

3.2.2 Factores que afectan la Desnitrificación

a) Oxígeno Disuelto

La desnitrificación es un proceso que se inhibe a concentraciones pequeñas de OD. Al respecto, se sabe que una concentración de 0.2 mg/l es

suficiente para inhibir la desnitrificación de *Pseudomonas* en cultivo (Randall *et al.*, 1992). Sin embargo, como ya se ha mencionado, la concentración de OD en el medio no es la misma que se tiene dentro de los flocúlos. Ya que esta última depende del tamaño del flocúlo, de la carga orgánica y de la concentración inicial del ion amonio; las cuales afectan también las tasas de respiración.

b) pH

El intervalo de pH dentro del cual se reporta desnitrificación óptima está entre 7.0 y 8.0 . Por abajo o por arriba de estos valores se ha visto que la velocidad del proceso se reduce. Además, se ha observado que a valores de pH neutros o alcalinos se favorece la conversión de óxido nitroso a nitrógeno gaseoso (Mitchell, 1974 y Randall *et al.*, 1992).

c) Otros factores que modifican la desnitrificación

-La desnitrificación ocurre en un amplio intervalo de temperatura que va de 2 °C a 60 °C. El óptimo se reporta a 25 °C (Mitchell, 1974)

-Una alta concentración de carbono en combinación con anaerobiosis completa dirige la reducción hacia NH_4^+ en vez de hacia productos gaseosos (Knowles, 1982).

-Recientemente, Chen *et al.* (1991), reportan que los siguientes factores influyen de manera importante sobre la desnitrificación en un sistema de lodos activados que nitrifica y desnitrifica en reactores separados:

a) Existe una relación directa entre el valor de $\text{DQO}/\text{N-NO}_2^-$ en el influente y el porcentaje de remoción de N-NO_2^- del sistema.

b) La carga de óxidos de nitrógeno dentro del reactor ($\text{kg N-NO}_2^-/\text{m}^3\cdot\text{d}$) es inversa a la eficiencia de eliminación. Este parámetro involucra al tiempo de retención hidráulico (TRH) y lo relaciona de forma directa con la eficiencia de eliminación.

4. PROCESOS BIOLÓGICOS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES QUE ELIMINAN NITRÓGENO Y FÓSFORO

4.1 Procesos para eliminación biológica de nitrógeno (EBN)

La nitrificación es un fenómeno bien entendido y establecido, que se practica en muchos procesos industriales de tratamiento. Sin embargo, solamente se trata de una transformación del nitrógeno de una forma reducida a otra oxidada. La verdadera eliminación ocurre durante la desnitrificación de los óxidos de nitrógeno.

4.1.1 Sistema de lodos activados con desnitrificación parcial

Para eliminar parte del nitrógeno en un sistema de lodos activados, es usual incluir una etapa anóxica¹ al inicio del tren de tratamiento. La cual se obtiene recirculando lodos del sedimentador secundario, junto con los óxidos de nitrógeno que se forman en el tanque de aireación (Fig. 4.1)

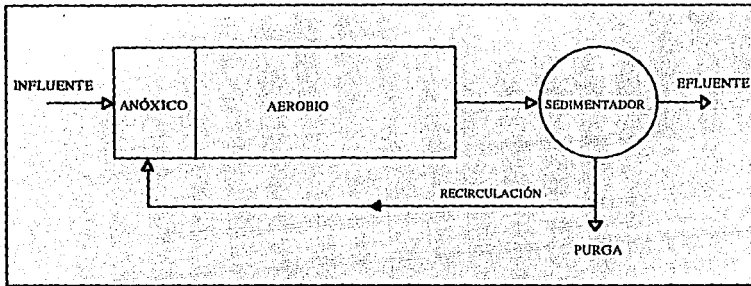


Figura 4.1 Diagrama del proceso de desnitrificación parcial (tomado de Cooper *et al.*, 1994).

4.1.2 Proceso de Nitrificación / Desnitrificación en dos pasos

Este proceso fue propuesto por Cooper *et al* (1977) y se trata de una modificación del sistema de lodos activados, que consiste en alimentar agua residual en distintos puntos del reactor (Fig. 4.2). Cada punto de alimentación, recibe los óxidos de nitrógeno (N-ox) formados en la etapa aerobia anterior, con excepción de la primer etapa anóxica en cuyo caso los NO_3^- provienen de la recirculación de lodos. De forma que, en las etapas

¹ Un medio anóxico es aquel en el que no se detecta OD, pero existen óxidos de nitrógeno; en tanto que un medio anaerobio es aquel en el que no existe ni OD ni alguna forma de óxido de nitrógeno. Esta clasificación fue establecida por acuerdo del grupo de trabajo sobre eliminación de nutrientes (Removal nutrients) de la International Association on Water Pollution Research and Control durante un seminario llevado a cabo en Pretoria, República de Sudáfrica, los días 5 y 6 de abril de 1982.

anóxicas los microorganismos tienen MO y N-ox disponibles para efectuar una desnitrificación heterótrofa.

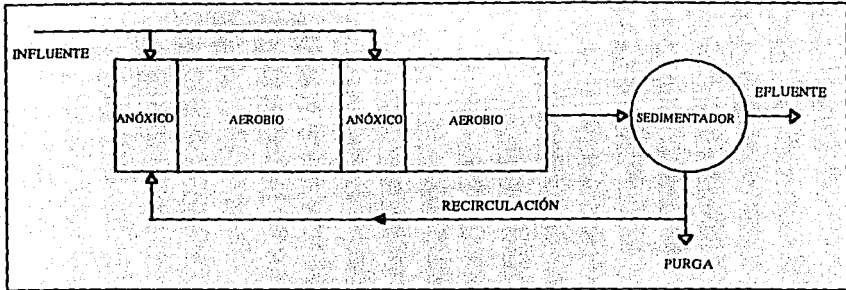


Figura 4.2 Diagrama de un sistema de lodos activados que nitrifica y desnitrifica en dos pasos (tomado de Cooper *et al.*, 1994)

4.1.3 Proceso de desnitrificación con filtros biológicos

La figura 4.3 muestra tres diagramas de procesos diferentes empleando biomasa adherida.

El proceso del diagrama (A) está constituido por dos biofiltros: uno aerobio en el cual ocurre nitrificación y otro anóxico, al cual se adiciona metanol como fuente de carbono para acelerar la desnitrificación.

El proceso del diagrama (B) presenta la posición de los biofiltros invertida. Obteniendo condiciones anóxicas en el primer biofiltro a través de la recirculación del agua nitrificada que sale del biofiltro aerobio.

El proceso del diagrama (C) corresponde al llamado sistema "Biostyr" en el cual un filtro biológico es alimentado por la parte inferior y aireado solamente en la mitad superior. En esta última zona, ocurre la nitrificación y el efluente se recircula; introduciéndolo por la parte inferior (no aireada) en donde existen las condiciones anaerobias necesarias para que se efectúe la desnitrificación.

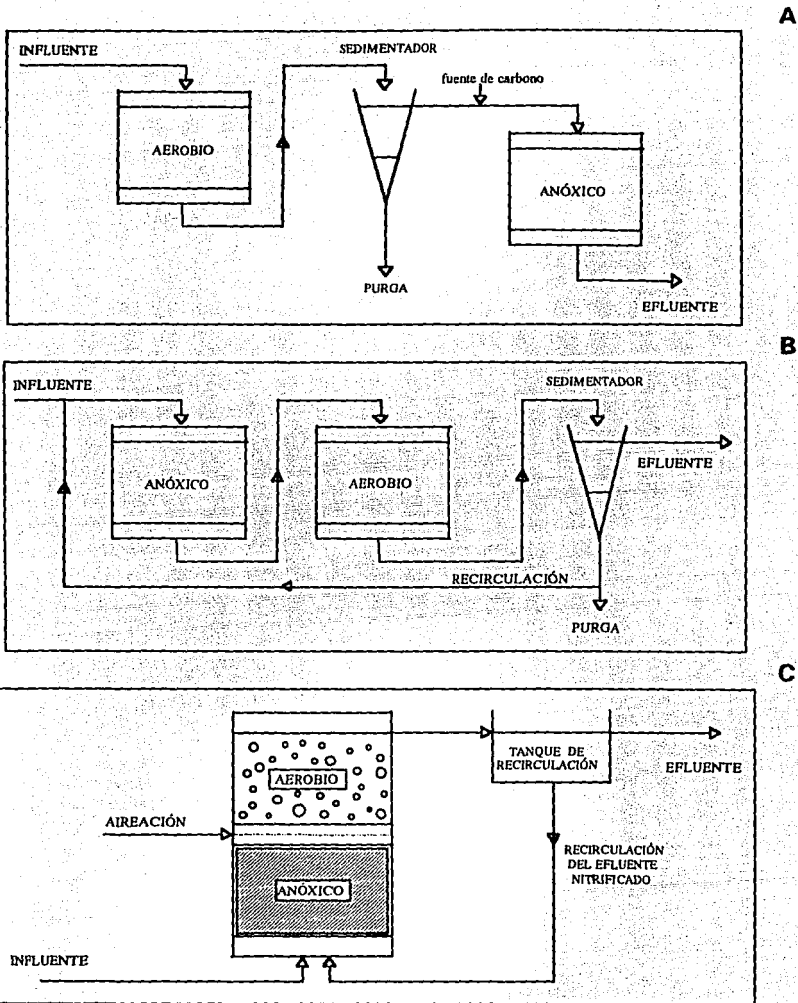


Figura 4.3 Diagramas de tres procesos diferentes que emplean filtros biológicos para eliminar nitrógeno. (A) Proceso Aerobio / Anóxico. (B) Proceso Anóxico / Aerobio. (C) Proceso Biostyr (tomado y modificado de Cooper *et al.*, 1994).

4.2 Procesos para la eliminación biológica de fósforo (EBF)

A principios de los años 70 se comenzó a desarrollar el primer modelo de remoción biológica de fósforo denominado "Pho strip" y desde entonces, se han propuesto y probado otros procesos; empleando siempre como base al sistema de lodos activados.

A continuación se presenta una breve descripción de los procesos principales, basada en los trabajos de Rensink (sin publicar); González-Martínez (1990) y Cooper *et al.* (1994).

4.2.1 Proceso Pho Strip

El proceso Pho Strip fue propuesto por Levin y Shapiro en 1965. Se trata de una modificación del sistema de lodos activados que consiste en someter a condiciones anaerobias una parte de los lodos (provenientes del sedimentador secundario) que son recirculados; para que liberen los PO_4^- (*) almacenados en condiciones aerobias. Este periodo anaerobio dura entre 8 - 12 h. Posteriormente, como se puede ver en la figura 4.4 , se utiliza una corriente de agua con baja concentración de PO_4^- que puede provenir del sobrenadante del tratamiento químico o del sedimentador primario, para arrastrar los fosfatos a la planta química donde son precipitados con cal. En algunas plantas, este sistema puede ser habilitado para eliminar nitrógeno incluyendo un tanque con condiciones anóxicas en el tren de recorrido del agua en tratamiento, para promover la desnitrificación. La compañía que actualmente comercializa este proceso en los EUA es la Biospherics Inc. y en Europa lo hace la Tetra Technology perteneciente a la Seven Trent Water.

4.2.2 Proceso A / O

Este proceso consiste en una secuencia de tanques Anaerobio / Oxico¹ , al final de la cual, los lodos son recuperados en un sedimentador secundario y

(*) Abreviación empleada para referirse al fosfato, cuya estructura química correcta es PO_4^{-3}

¹ El término oxico se refiere a la presencia de oxígeno disuelto en el medio. Es equivalente a aerobio. No se homogenizan los términos para respetar la terminología de cada autor, pero sobretodo para mantener el significado del nombre dado a cada proceso (p.e. Proceso A / O ; viene de Anaerobio / Oxico.

reciclos al inicio del sistema. En la etapa anaerobia los microorganismos acumulan M.O. y liberan PO_4^- y en la etapa óxica recapturan los PO_4^- en una cantidad mayor. El fósforo se elimina con los lodos de exceso. El proceso puede ser diseñado para nitrificar ó para nitrificar y desnitrificar. La nitrificación se puede realizar durante la etapa óxica, ajustando los tiempos de retención hidráulica (TRH) y celular (TRC) así como la carga orgánica (CO). Si se desea desnitrificar, el proceso es modificado y recibe el nombre de A²O.

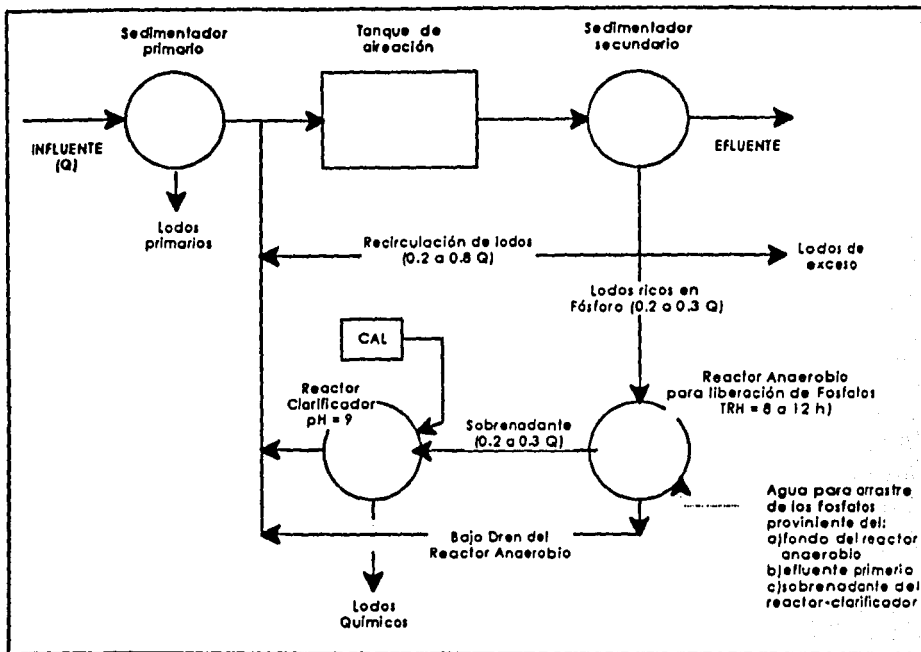


Figura 4.4 Esquema de una planta de tratamiento que emplea el proceso Pho Strip (tomada de González-Martínez, 1990).

a) Proceso A²O

Es un proceso A/O diseñado con una etapa anóxica intermedia entre las etapas anaerobia y óxica (Fig. 4.5). Las condiciones anóxicas se obtienen recirculando parte de del agua del tanque óxico, el cual contiene una gran cantidad de óxidos de nitrógeno (N-ox), al final de la fase anaerobia. En ausencia de oxígeno, los N-ox son reducidos.

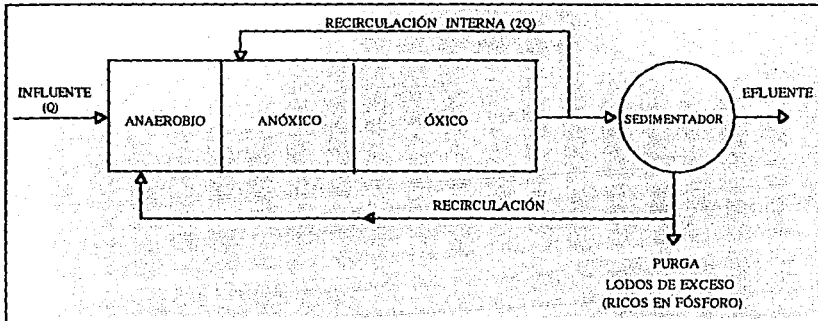


Figura 4.5 Diagrama del proceso A²O (tomada de González-Martínez, 1990).

4.2.3 Proceso Bardenpho

Según Cooper *et al* (1994) se trata de un sistema modificado de nitrificación con dos zonas anóxicas, el cual presenta una excelente eliminación de fósforo. Fue propuesto por Barnard (1974). Su nombre se deriva de "Barnard denitrification phosphorus" y obviamente elimina MO, nitrógeno y fósforo. El proceso consta de un tren de reactores anaerobio / anóxico / aerobio / anóxico / aerobio (Fig. 4.6).

En el reactor anaerobio ocurre captura de MO y liberación de PO_4^- . El agua pasa al primer reactor anóxico, cuya función es desnitrificar, para lo cual llega una línea de recirculación de agua del siguiente reactor aerobio en donde el NH_4^+ es oxidado a NO_3^- . En el reactor aerobio, también ocurre la

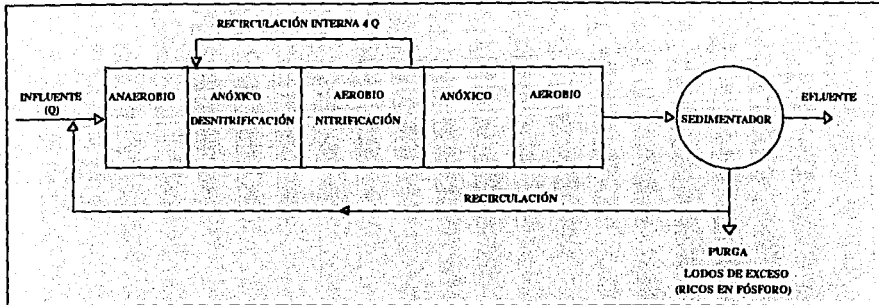


Figura 4.6 Diagrama del proceso Bardenpho (tomada de González-Martínez, 1990).

recaptura de PO_4^- . El cuarto reactor tiene como función completar la eliminación de nitrógeno y el quinto reactor la de MO y fósforo. Este es un proceso patentado por la "South African Inventions Development Corporation" y ha sido concesionado a la "Envirotech Corporation" en los EUA para su comercialización.

4.2.4 Proceso UCT

El proceso UCT creado en la "University of Cape Town" disminuye notablemente la cantidad de óxidos de nitrógeno y de oxígeno disuelto que se recirculan junto con los lodos al reactor anaerobio. En este proceso tanto los lodos que se capturan en el sedimentador secundario (y que arrastran cierta cantidad de NO_3^- y de OD), como parte del agua en tratamiento que sale del reactor aerobio (óxico), se recirculan al reactor anóxico, en donde los NO_3^- son reducidos (Fig. 4.7).

a) Proceso UCT modificado

En esta variante el reactor anóxico es dividido en dos etapas (Fig. 4.8). A la primer etapa se recirculan solamente los lodos captados en el sedimentador secundario y ahí son reducidos los nitratos y el OD que arrastran. A la

segunda etapa, se recircula parte del agua en tratamiento que sale del reactor aerobio, la cual contiene la mayor concentración de N-ox. Con esta modificación, se pueden mantener mejor las condiciones anaerobias dentro del reactor anaerobio; mejorando a su vez la eliminación de fósforo. La compañía norteamericana "Virginia Initiative" quien comercializa este proceso reporta efluentes con 1-2 mg P total/l en sus plantas (Rensink, sin pub.).

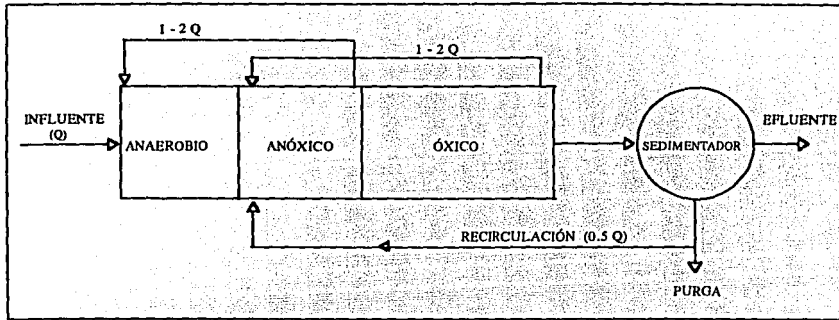


Figura 4.7 Diagrama del proceso UCT (tomado de Rensink, sin pub.).

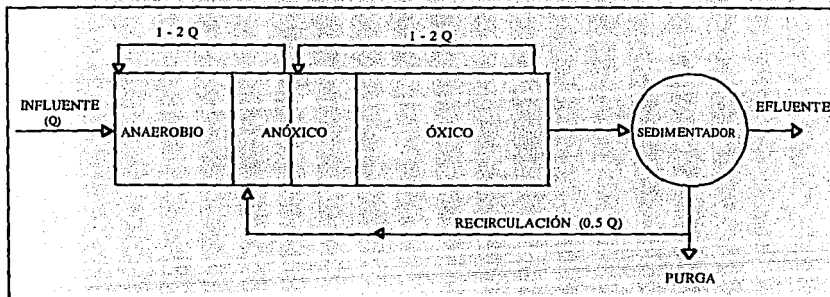


Figura 4.8 Diagrama de flujo del proceso UCT modificado (tomado de Rensink, sin publicar).

4.2.5 Proceso Bio-Denifro

Es una modificación del proceso Bio-Denitro el cual nitrifica y desnitrifica empleando dos tanques de aireación intermitente que funcionan de manera

acoplada. El suministro de agua es alternado y ambos procesos (nitrificación y desnitrificación) ocurren en el mismo tanque. Como se muestra en la figura 4.9 , el proceso Bio-Denipho, incluye un tanque anaerobio al inicio del tren de tratamiento para permitir la eliminación biológica de fósforo. Ambos procesos fueron desarrollados en Dinamarca a principios de los años 70.

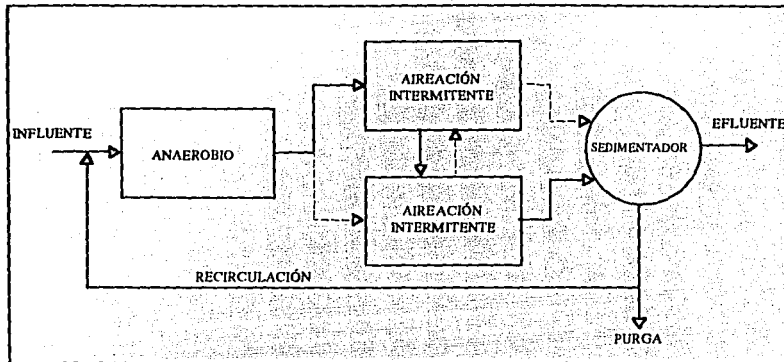


Figura 4.9 Diagrama del proceso Bio-Denipho (tomado de Rensink, sin publicar).

4.2.6 Reactores Discontinuos

Los reactores operados en forma discontinua mejor conocidos por sus siglas en inglés como "SBR" (Sequencing Batch Reactors) tienen su origen en los trabajos publicados por Sir Thomas Ward en 1893 y Arden y Lockett en 1914. En esa época se les conocía como "Reactores de Llenado y Vaciado". Estos sistemas fueron probados y abandonados por la dificultad de su operación. A principios de los años 70 Irving & Davis (1971) retomaron el estudio de esta tecnología, la cual comenzó a ser más aceptada y utilizada hasta principios de los años 80.

Un factor importante en el reciente desarrollo de los SBR fue la creación de instrumentación más confiable y el avance en los sistemas de control por computadora.

El sistema de SBR ha sido descrito por la USEPA (United States Environmental Protection Agency) como "Un proceso biológico con lodos activados aplicable al tratamiento de aguas de desecho municipales e industriales con un caudal de pequeño a medio, de 0 a 5 mgd (hasta 18,750 m³·d) que es competitivo en el mercado por sus ventajas en costo y eficiencia frente a otras tecnologías" (Kreissl & Eralp, 1986).

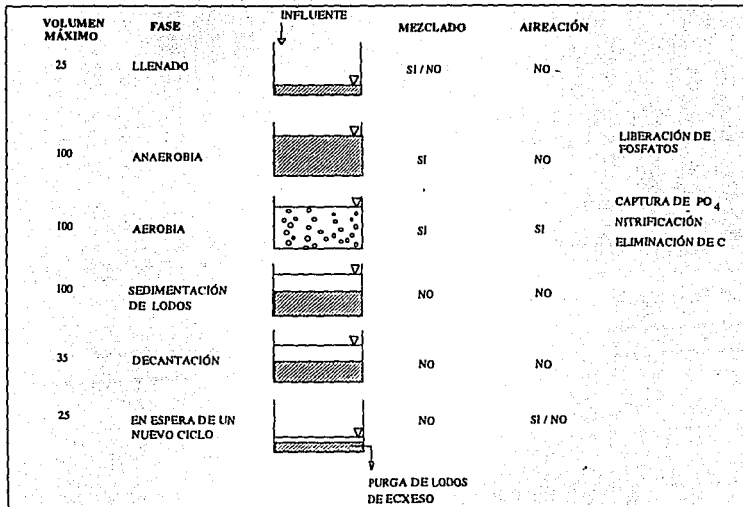


Figura 4.10 Representación de las fases que constituyen un ciclo de tratamiento en reactores discontinuos que eliminan fósforo.

Los SBR trabajan por ciclos. Un ciclo de tratamiento, consiste en una secuencia de pasos con un tiempo de duración que se establece según las necesidades del tratamiento. Un ciclo incluye: fase de llenado, periodo de reacción, fase de sedimentación, decantación y purga.

Si se requiere eliminación biológica de nutrientes, durante el periodo de "reacción", se establecen condiciones anaerobias y aerobias **dentro del mismo reactor** (Fig. 4.10), a diferencia de otros procesos, en los cuales

para cada condición ambiental existe un reactor. Durante la fase anaerobia ocurre la captura de MO y hay liberación de PO_4^- al medio, y durante la fase aerobia los PO_4^- son recapturados en una proporción mayor (Capítulo 2).

5. BIOPELÍCULA

La eliminación de contaminantes de las aguas residuales por procesos biológicos no es una alternativa de creación reciente. Es bien conocido que su capacidad de depuración está en función de la cantidad de microorganismos que intervienen y de la capacidad del sistema para mantenerlos dentro del reactor. Estrategias como las siguientes se han desarrollado con ese propósito: a) recirculación de biomasa; b) inducción de la formación de flóculos bacterianos suficientemente largos (1 - 1.5 mm) para ser retenidos gracias a su alta sedimentabilidad; y c) inducción de la formación de películas biológicas sobre la superficie de algún material sólido para evitar el lavado de la biomasa (Anderson y Sanderson, 1985).

Otra ventaja que proporciona el empleo de biopelículas, además de la retención de altas concentraciones de biomasa dentro del reactor, es que

se evitan problemas relacionados con la separación de los microorganismos del agua residual.

Algunos aspectos importantes sobre la generación, crecimiento y funcionamiento de estos ecosistemas serán revisados durante el presente capítulo.

5.1 Generación de películas biológicas

Se conoce que son dos los principales factores fisicoquímicos que afectan la adhesión de los microorganismos a un material de soporte:

1) Acción electrostática. La carga eléctrica en la superficie de un microorganismo, esta dada por la disociación de radicales amino, fosfato y otros similares y por el pH del medio. Se considera que una célula microbiana en agua cercana a la neutralidad tiene una carga eléctrica negativa. Por lo tanto, una fuerza electrostática actuará entre dicha célula y una partícula y/o superficie con carga positiva permitiendo una fácil adhesión. En tanto que la adhesión a un sustrato con carga negativa se dificultará.

2) Grado de hidrofilia. El grado de hidrofilia de la célula microbiana y del material de soporte son determinantes. La regla general es que dos sustancias hidrófobas o dos sustancias hidrófilas se atraen. De forma que materiales con superficie altamente hidrófoba, tales como polietileno, poliamida y poliestireno adsorben fácilmente microorganismos hidrófobos; y superficies hidrófilas como el dióxido de silicón adsorben microorganismos hidrófilos.

Otros factores que también influyen en la adhesión de los microorganismos son la rugosidad del material de soporte y la velocidad de flujo. Esta última, puede retrasar la adhesión primaria de los organismos colonizadores (Iwai y Kitao, 1994).

Se sabe que los nutrimentos orgánicos y sales minerales deben ser adsorbidos por el material de soporte antes de que los microorganismos

puedan colonizar la superficie de éste. Posteriormente dichos microorganismos forman una matriz gelatinosa que permite la adhesión de otros organismos y partículas (Norouzián y Deloya, 1984).

Al respecto, Characklis (1981) menciona que existen dos tipos de adhesión: la adhesión reversible la cual estaría determinada por los factores fisicoquímicos expuestos anteriormente, y la adhesión irreversible, que es obtenida a través de la excreción de polímeros extracelulares (polisacáridos y glicoproteínas) que fijan con mayor fuerza los microorganismos a la superficie.

5.2 Alimentación de biopelículas y depuración del agua residual

Como se muestra en la figura 5.1 la biopelícula que crece sobre el material de soporte toma de la fase líquida sustancias contaminantes tales como MO, N, P, OD, y elementos traza que le sirven como nutrimentos. Estas sustancias reaccionan en la superficie de la biopelícula y luego viajan hacia adentro de la misma por difusión, donde son ingeridas y finalmente metabolizadas. Las sustancias orgánicas de gran tamaño como materia coloidal o materia en suspensión no pueden pasar directamente por difusión al interior de la biopelícula. Sino que primero deben ser hidrolizadas a moléculas pequeñas en la superficie de la película y luego pueden tomar un curso similar al de las sustancias orgánicas de bajo peso molecular.

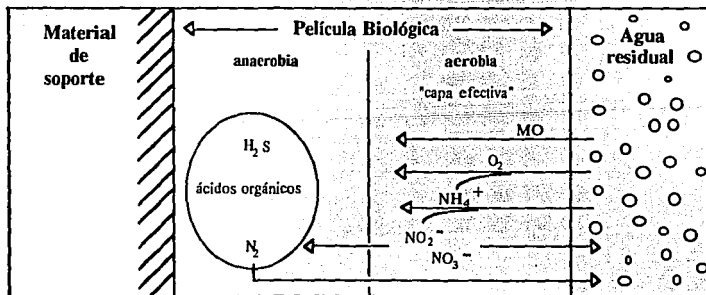


Figura 5.1 Diagrama esquemático de una película biológica (tomado de Iwai y Kitao, 1994).

Los productos de desecho que generan los microorganismos son transferidos a la fase líquida moviéndose en dirección inversa a los sustratos (Iwai y Kitao, 1994).

5.3 Factor limitante del crecimiento en películas biológicas

Si alguno de los nutrimentos se agota al interior de la biopelícula el metabolismo de los microorganismos se detiene de ese nivel hacia la base de la película. Entonces, la sustancia que se agota primero determina la "profundidad efectiva" de la película y dicha sustancia es llamada "factor limitante". Los nutrimentos tales como N, P y metales traza generalmente no son el factor limitante en aguas residuales de tipo municipal.

En películas aerobias el factor limitante puede ser el OD ó la MO. Sin embargo, ya que la concentración de oxígeno disuelto en el líquido que está en contacto con la superficie de la película es menor que la concentración de MO. Entonces, es más común que el OD sea el factor limitante. Mientras que en las biopelículas anaerobias el factor limitante más común es la MO (Iwai y Kitao, 1994).

5.4 Crecimiento en sistemas de película biológica.

El crecimiento de una biopelícula ocurre en tres fases llamadas inducción, acumulación y equilibrio (Trulear y Charcacklis, 1982). Recientemente Iwai y Kitao (1994), describen una fase de desaceleración del crecimiento logarítmico. Al complementar ambas propuestas el proceso de crecimiento se puede explicar en las siguientes cuatro fases:

Fase de inducción

Comprende la adsorción de compuestos orgánicos y de los primeros microorganismos colonizadores sobre la superficie del material de soporte. Posteriormente, estos microorganismos producen una matriz gelatinosa para asegurar su adhesión al mismo tiempo que preparan el terreno para que otros microorganismos se adhieran.

Fase de crecimiento logarítmico

Durante esta etapa la biopelícula es delgada y frecuentemente no cubre toda la superficie. Los microorganismos crecen bajo las mismas condiciones (el crecimiento es similar al de la biomasa suspendida) y no hay limitación por nutrientes por lo tanto el crecimiento es de tipo exponencial. La biopelícula crece y cuando su espesor se hace mayor que la profundidad efectiva comienza la siguiente etapa.

Fase de disminución de la velocidad de crecimiento

El crecimiento disminuye y se mantiene en un valor constante ya que la profundidad de la capa efectiva no cambia respecto de la profundidad total y por lo tanto el crecimiento microbiano es constante. Incluso durante este periodo si la concentración de sustrato disminuye de un cierto valor, la biopelícula no crece. La razón es que el sustrato ingerido por los microorganismos es empleado solo para su sobrevivencia y no hay contribución al crecimiento bacteriano ya que el suministro de sustrato es insuficiente. Aún más, si la cantidad de sustrato disponible es menor que la requerida para mantener el metabolismo, la biopelícula comienza a adelgazar. Al reducirse la población, se restablece el balance entre el suministro de sustratos y la tasa de consumo para mantener el metabolismo.

Fase de estabilización

En esta tercer etapa el grosor de la biopelícula se mantiene constante. La tasa de crecimiento esta balanceada con la tasa de degradación por respiración endógena, depredación y lavado por fuerzas de corte. La condición de estabilidad se ve interrumpida cuando la disponibilidad de nutrientes hacia el interior de la biopelícula se termina por escasez de los mismos o por problemas de difusión. En ese momento los organismos de las capas basales se autodigieren y mueren. Se pierde la estructura de adhesión y se presenta un desprendimiento masivo.

5.5 Coexistencia de actividad aerobia y anaerobia

En las películas aerobias, cuando el factor limitante es el oxígeno, generalmente la capa exterior es aerobia y la interior es anaerobia. En este caso, aún por debajo de la "profundidad efectiva" existe actividad metabólica, ya que en la capa anaerobia ocurren procesos de liquefacción y/o fermentación ácida, formación de sulfuro por procesos de reducción y aún más, oxidación de materia orgánica y reducción de los iones nitrato y nitrato (desnitrificación) que se producen en la capa aerobia.

En los sistemas aerobios que emplean películas biológicas, evidentemente, el espesor de la capa aerobia es constante bajo condiciones de operación constantes, ya que si aumenta el grosor de la capa aerobia por crecimiento celular, una proporción igual de la capa aerobia más profunda se transforma en anaerobia por falta de OD . Por lo tanto, el grosor total de la biopelícula y el de la capa anaerobia pueden crecer pero no el de la capa aerobia.

El hecho de que coexista actividad anaerobia y aerobia en un mismo ecosistema es una de las principales características y ventajas de los sistemas de biopelícula. En los cuales el proceso de desnitrificación es de gran importancia en la capa anaerobia de la misma (Iwai y Kitao, 1994).

6.0 MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Trabajo de investigación

Se llevó a cabo en dos etapas. La primera consistió en determinar las condiciones de operación bajo las cuales se crea una biopelícula "acumuladora de fosfato" dentro del SBR, capaz de eliminar satisfactoriamente materia orgánica (MO) y fosfatos. La segunda etapa consistió en determinar las condiciones de operación necesarias para acoplar la eliminación biológica de fósforo y nitrógeno (EBFyN).

El trabajo de investigación para ambas etapas incluyó la descripción del comportamiento de los contaminantes dentro del reactor durante el ciclo de tratamiento y relacionarlo con las actividades microbiológicas que ocurrieron en la biopelícula.

El establecimiento de los procesos biológicos responsables de la eliminación de nitrógeno se obtuvo a través de la manipulación de la duración de las fases anaerobia/aerobia para obtener nitrificación, y sometiendo el sistema a una fase anóxica posterior a la fase aerobia para obtener desnitrificación. Sin embargo, ante la expectativa de que las bacterias acumuladoras de fosfatos (BAF) liberasen una pequeña cantidad de fosfato al medio, durante la fase anóxica como respuesta al comportamiento condicionado que presentan en ausencia de oxígeno disuelto (OD); se propuso establecer una segunda fase aerobia para dar oportunidad a que las bacterias recapturen dichos fosfatos.

De esta forma, la segunda etapa de esta investigación consistió en probar el sistema con una secuencia de fases "anaerobia/aerobia/anóxica/aerobia".

Las primeras dos etapas de la secuencia teórica propuesta, son retomadas del trabajo de González-Martínez y Wilderer (1991) en el que reportan que al experimentar a nivel laboratorio en un SBR que opera con un período de reacción dividido en dos fases (anaerobia/aerobia), obtuvieron una eficiente eliminación biológica de fósforo y la oxidación de N-NH_4^+ a N-NO_2^- y N-NO_3^- durante fase aerobia, por acción de bacterias nitrificantes. La idea de agregar otras dos etapas de reacción (una anóxica y otra aerobia), se basó en las experiencias reportadas para procesos industriales que eliminan nitrógeno y fósforo en sistemas de lodos activados (Capítulo 4).

De acuerdo con este trabajo y experiencias, se esperaba que se presentase el siguiente comportamiento teórico de los contaminantes dentro del SBR al someterlo a las cuatro fases de reacción propuestas:

- | | |
|----------------|--|
| Fase anaerobia | - Consumo, transformación y almacenamiento de MO
- liberación de PO_4^- |
| Fase aerobia | - Degradación de MO almacenada.
- Captura de PO_4^- en una proporción mayor a la liberada
- Oxidación del N-NH_4^+ a N-NO_3^- (nitrificación) |
| Fase anóxica | - Reducción desasimilatoria de los NO_3^- a N_2 eliminando así al nitrógeno del sistema como gas |

- Se espera que las BAF liberen una pequeña cantidad de PO_4^- como respuesta al comportamiento condicionado que presentan ante la ausencia de OD

Fase aerobia II - Recaptura del PO_4^- liberado en fase anóxica

Si este comportamiento teórico ocurriese tal cual, entonces se esperaría que el perfil de los contaminantes del agua en tratamiento fuera como el que se muestra en la figura 6.1.

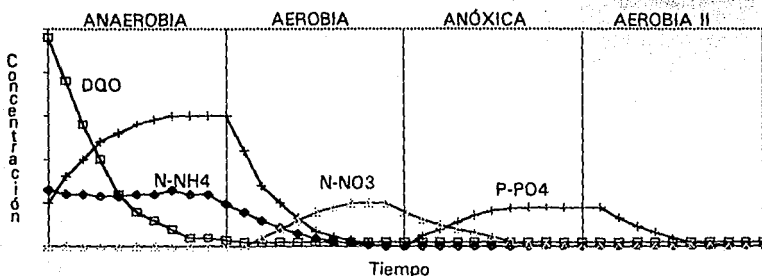


Figura 6.1 Patrón de comportamiento teórico durante la eliminación de carbono, fósforo y nitrógeno en un SBR.

6.2 Descripción de la técnica de experimentación

El método experimental empleado para alcanzar los objetivos de ambas etapas de esta investigación fue básicamente el siguiente:

- 1) Se inició el funcionamiento de un SBR, bajo las condiciones de operación que se describen en el apartado 6.6, que son consideradas como adecuadas para la EBF en sistemas discontinuos de lodos activados que emplean agua sintética. La biopelícula se hizo crecer mediante la técnica de llenado y vaciado del agua residual (AR), sin adicionar ningún inóculo. La biopelícula se generó a partir de los microorganismos presentes en el AR.
- 2) Una vez que se formó la película biológica y creció hasta ser visible, se comenzó a monitorear el ciclo de tratamiento y a experimentar variando los parámetros de operación (que se describen más adelante). Los resultados

que se iban obteniendo, como el perfil de contaminantes durante un ciclo de tratamiento, fueron relacionados con la actividad microbiológica del sistema.

3) Con base en el análisis de los primeros resultados, se continuó experimentó con los parámetros de operación necesarios, de acuerdo con las experiencias reportadas en la bibliografía y con las observaciones que se fueron presentando; con la finalidad de favorecer cada uno de los siguientes fenómenos y procesos dependiendo de la etapa de la investigación:

- a) El establecimiento de BAF en la biopelícula y la activación de la estrategia de sobrevivencia a través de la cual capturan fósforo (Capítulo 2).
- b) La eliminación efectiva de fósforo y MO dentro del SBR.
- c) Crear las condiciones necesarias para el crecimiento y desarrollo de BN en armonía con la poblaciones de BAF.
- d) Obtener una nitrificación máxima, sin afectar la estrategia de captura de las BAF.
- e) Proporcionar las condiciones necesarias para acoplar a los procesos de eliminación biológica de fósforo y nitrificación, el proceso de desnitrificación de manera armónica.
- f) Buscar el equilibrio de las relaciones que se presentan entre los diferentes grupos bacterianos con el fin de optimar su convivencia y por ende la eficiencia de eliminación de los contaminantes dentro del SBR.

Los parámetros de operación que se variaron, se enlistan a continuación por orden de experimentación: carga orgánica, concentración inicial de ortofosfatos, tiempo de la fase aerobia y la duración del ciclo de tratamiento. Posteriormente se establecieron las cuatro fases propuestas y por último se varió el tiempo de duración de la fase anaerobia.

6.3 Descripción del sistema

6.3.1 Descripción del reactor

Para la construcción del reactor se emplearon materiales de uso comercial con el fin de facilitar su adquisición y de abaratar los costos. Pero se cuidó que presentaran las características necesarias para asegurar un buen funcionamiento. De forma tal que, el reactor fue un tinaco de asbesto de 1000 l de capacidad con 1.0 m de diámetro y 1.3 m de altura.

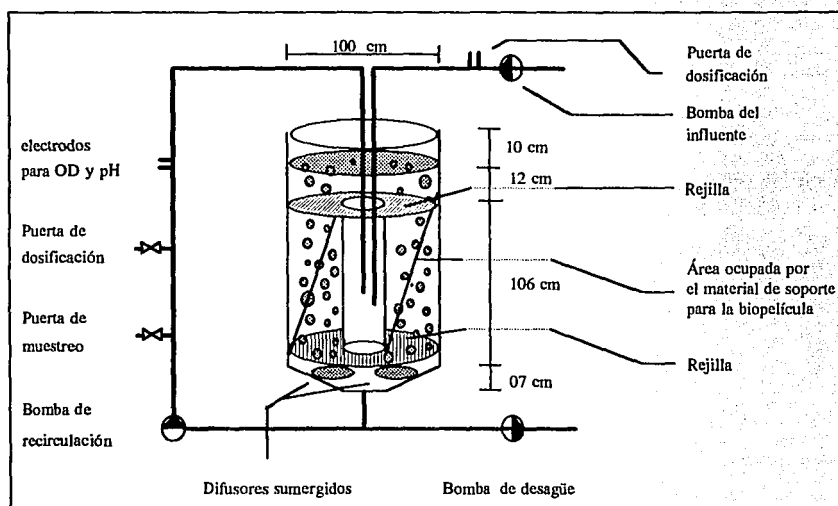


Figura 6.2 Representación esquemática del SBR empleado. Volumen útil (material de soporte con biomasa adherida) 865 l . Área superficial para adhesión de biopelícula 54.04 m² .Tasa de recirculación 54.5 l/min.

En el fondo del reactor, se colocaron tres membranas de difusión conectadas a una compresora (Fig. 6.2). Las cuales, proporcionan la aireación cuando se requiere. Sobre estas membranas se colocó una rejilla de metal para protegerlas del material de empaque que se encuentra sobre

de ellas. El material de empaque esta constituido por un total de 886 anillos Pall de 8.9 cm de diámetro. El área superficial de cada anillo es de 610 cm² y en conjunto representan un área superficial de 54.04 m² para adhesión de la biopelícula. Los anillos se colocaron en forma concéntrica dentro del reactor, dejando en el centro un espacio de 27 cm de diámetro, el cual esta ocupado por un cilindro hueco de lámina galvanizada, tapado en su extremo inferior, que tiene por objeto crear un patrón de flujo para mantener mezclado el sistema (apartado 6.3.2). Sobre los anillos pall y el cilindro, se colocó otra rejilla de metal para evitar el desarreglo de los mismos.

La línea de llenado se introdujo al reactor desde la parte superior para prevenir taponamiento por sedimentación de lodos (que ocurre cuando el llenado se hace desde el fondo). Sin embargo la tubería de la línea de llenado descarga en la parte más baja del cilindro de lámina galvanizada para evitar que el agua se oxigenara al caer desde la parte superior del tanque.

El reactor se vació por la parte inferior para asegurar que junto con el agua tratada salieran los lodos de exceso que se sedimentan durante esta etapa.

Se instalaron dos puertas de dosificación. Una conectada a la línea de llenado y otra a la de recirculación, a través de las cuales se introdujeron soluciones alimentadoras. Para efectuar el llenado, el vaciado y la recirculación interna del agua residual se emplearon bombas centrífugas de 0.25 HP colocadas en los puntos que muestra la figura 6.2 .

Todos los sistemas descritos anteriormente, se fueron controlados semiautomáticamente con un reloj programable de 6 canales de capacidad.

6.3.2 Recirculación

En la parte inferior del reactor, se colocó una línea de salida, conectada por un lado a la bomba de desagüe y por el otro, a una bomba de recirculación del agua residual. La línea de recirculación se introdujo al cilindro hueco de lamina galvanizada para lograr un patron de flujo tal que el caudal de

recirculación al salir choca con la tapa inferior y produce una corriente ascendente que al llegar arriba, se desborda por la periferia del cilindro y desde ahí es succionada nuevamente por la bomba creando una corriente descendente desde todos los puntos del reactor. Este patrón de flujo proporcionó un mezclado eficiente del sistema. La velocidad de recirculación fue de 54.5 l/min . Es decir, se recirculó el 6.3% del volumen útil por minuto (Fig. 6.3).

La recirculación, permaneció encendida durante todo el tiempo de reacción del ciclo de tratamiento y, solamente dejó de funcionar cada 4h, durante 20 min, para evitar el sobrecalentamiento del equipo.

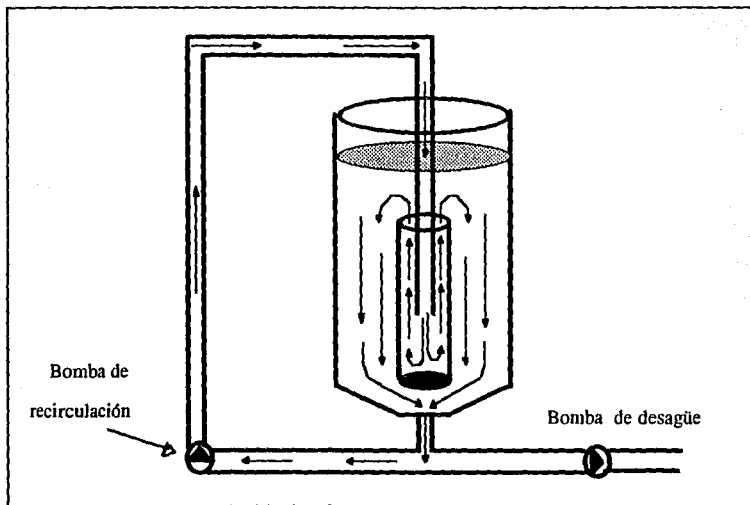


Figura 6.3 Patrón de mezclado dentro del reactor.

6.3.3 Solución alimentadora

El agua residual que llega a la planta de tratamiento de Ciudad Universitaria se caracteriza por presentar bajas concentraciones de MO y fósforo. Con la finalidad de trabajar a las concentraciones promedio típicas de estos

contaminantes reportadas en la bibliografía para aguas residuales municipales, así como para poder experimentar variando la carga orgánica, fue necesario incluir un sistema de adición de dos soluciones alimentadoras, una de melaza y otra de fósforo. Para conocer la cantidad que se requiere adicionar de estos contaminantes, se debe de conocer la concentración promedio de los mismos en el agua residual de la planta de tratamiento de CU . Sin embargo, este valor varía durante el año, de acuerdo con la época de lluvias y de estiaje y, también de acuerdo con el ciclo escolar. Por lo tanto el monitoreo de estas concentraciones fue continuo para poder regular la cantidad de solución alimentadora.

La solución alimentadora de fosfatos se preparó inicialmente con ácido fosfórico y posteriormente se cambió por fosfato de potasio dibásico por su capacidad amortiguadora.

Las soluciones alimentadoras se introdujeron al SBR a través del sistema de recirculación por las puertas de dosificación que se indican en la figura 6.2. De esta forma, se aseguró una distribución homogénea dentro del reactor.

La adición de las soluciones alimentadoras, se hizo al inicio de cada ciclo, de manera automática con la ayuda de bombas peristálticas controladas por un reloj programable.

6.4 Muestreo

6.4.1 Forma de muestreo

Para obtener pequeños volúmenes lo más representativos posibles del agua residual en tratamiento, las muestras se tomaron de una compuerta instalada en la línea de recirculación (Fig. 6.2), también con la ayuda de bombas peristálticas controladas por un reloj programable.

Todas las muestras, a excepción de las correspondientes al influente, fueron compuestas. Es decir, se tomaron a lo largo de un periodo de 15 minutos (tiempo suficiente para que más de la mitad del volumen del

reactor sea recirculado), con lo cual, se asegura que las muestras sean más representativas que las muestras puntuales.

6.4.2 Frecuencia de la toma de muestra

La frecuencia en la toma de muestra también varió de una experimentación a otra, según la duración del ciclo de tratamiento. Mientras mayor fue la duración del ciclo, las muestras se tomaron más espaciadas en tiempo, debido a que los procesos biológicos de reacción ocurrían con más lentitud.

La frecuencia en la toma de muestra también fue variable de una fase a otra dentro del mismo ciclo de tratamiento, según la duración de cada fase. Por ejemplo, cuando la fase anaerobia duró 5h (63% del ciclo) y la aerobia 2h 30 min (31% del ciclo), entonces la frecuencia de muestreo fue mayor en esta última fase ya que al ser menor el tiempo de reacción, los cambios ocurrían más rápido.

6.4.3 Tipo de muestreo

Durante el desarrollo de esta investigación, se efectuaron los dos siguientes tipos de muestreo:

a) Muestreo completo ó corrida. Consistió en tomar muestras con una frecuencia preestablecida de acuerdo al apartado anterior, a lo largo de todo un ciclo de tratamiento con la finalidad de describir el perfil de los contaminantes durante todo el proceso.

b) Muestreo de reconocimiento. Se trata de un monitoreo general, que consistió en muestrear únicamente el influente, el final de cada una de las fases del periodo de reacción y el efluente. Con este muestreo se pudo tener una idea general del estado del sistema y de lo que ocurría en cada una de las etapas.

6.4.4 Criterios para emplear cada tipo de muestreo

Durante el inicio de la investigación, el sistema se monitoreó principalmente con muestreos de reconocimiento (apartado 6.5.3) para seguir el establecimiento y activación de las poblaciones de BAF en la biopelícula.

Los muestreos completos se realizaron para conocer lo que sucedía a nivel microbiológico, y poder así determinar los cambios en los parámetros operacionales. Por lo tanto, antes de cada cambio y una vez que el reactor se estabilizaba se hicieron muestreos completos. Durante el lapso de tiempo intermedio, se hicieron muestreos de reconocimiento para seguir la respuesta del sistema a cada cambio.

6.5 Parámetros medidos y métodos analíticos

Para cada muestra, se determinaron todos ó algunos de los parámetros fisicoquímicos que se presentan en la tabla 6.1 . Las determinaciones analíticas fueron hechas de acuerdo con:

- (1) los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (APHA, AWWA & WPCF, 1985) o bien
- (2) los métodos normalizados alemanes para el análisis del agua (Deutsche Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung, 1983), (Tabla 6.1)

Las determinaciones fotométricas de DQO , P-PO_4^{3-} , N-NO_3^- , N-NO_2^- y N-NH_4^+ se realizaron en un espectrofotómetro marca Perkin Elmer modelo Lambda 3 B de doble rayo. Para la DQO se empleó un termoreactor COD marca Hach modelo 45 600-00, y para el COT , se empleó un aparato de carbón orgánico (TOCOR) Maihak modelo 2E. Las mediciones de pH, OD, y $^{\circ}\text{C}$ se realizaron de manera continua a lo largo de todo un ciclo de depuración, e incluso a lo largo de varios ciclos seguidos. Las mediciones fueron impresas en un graficador marca Recorder Company modelo 4523 con dos canales de salida.

TABLA 6.1 Parámetros fisicoquímicos y técnicas empleadas durante la presente investigación

Parámetro	Técnica	Referencia
DQOs	Reflujo cerrado por fotometría	1
DQOt	Reflujo cerrado por fotometría	1
COT	Combustión y rayo infrarrojo empleando	1
P-PO ₄ ⁻	Por fotometría del fosfomolibdeno azul (PMB)	2
N-NH ₄ ⁺	Fotometría del 2,2'-isopropil-5,5'-metilindofenol azul (reacción de Berthelot)	2
N-NO ₂ ⁻	Fotometría de la reacción de nitrito con dicloruro de N-(1-naftil) etilendiamonio y ác. sulfanílico a un colorante azoico violeta (reacción de Griess)	2
N-NO ₃ ⁻	Fotometría con ác. sulfúrico y nitrospectral	2
pH	Titulador electrométrico	1
T °C	Termistor método para muestreo profundo	1
OD.	Método de electrodo de membrana	1
SST	Sólidos totales en suspensión secados a 103-105°C	1
SSV	Sólidos volátiles en suspensión	1

6.6 Condiciones y forma inicial de operación

En la tabla 6.2 se presentan las características iniciales de operación, las cuales fueron elegidas con base en los resultados obtenidos en laboratorio por González-Martínez y Wilderer (1991). Quienes reportan que empleando una concentración inicial de materia orgánica medida como DQO de aproximadamente 330 mg/l con TRH de 8 h y una duración de la fase anaerobia entre 45 y 63%, observaron una eliminación de P-PO₄⁻ entre 67 y 64 % y una eliminación de la DQO entre 94 y 92%.

La biopelícula se hizo crecer a través de la técnica de llenado y vaciado del reactor, bajo las condiciones de operación anteriores. Las cuales, ejercieron una presión de selección sobre los microorganismos presentes en el agua residual para inducir la formación de una película acumuladora de fosfato.

TABLA 6.2 Condiciones iniciales de operación del SBR

Etapa del ciclo de tratamiento	Duración
llenado	15 min (03%)
fase anaerobia	5.0 h (63%)
fase aerobia	2 h 30 min (31%)
vaciado	15 min (03%)
Contaminante	Concentración inicial
MO medida como DQO	300 mg / l
P-PO ₄ ⁻	14.8 mg/l
N-NH ₄ ⁺	11.4 mg/l

Una vez que se formó la biopelícula, se comenzó a experimentar dentro del sistema variando la carga orgánica. La técnica utilizada para identificar la presencia de BAF consiste en cuantificar los sustratos y productos involucrados en el mecanismo de eliminación biológica de fósforo de dichos microorganismos. Esto es, a través de la concentración de ortofosfatos y materia orgánica (medida como DQO o COT) del agua en tratamiento.

7 RESULTADOS

7.1 Establecimiento de las bacterias acumuladoras de fosfato (BAF) y Activación de la estrategia de sobrevivencia responsable de la eliminación biológica de fósforo (EBF)

En este apartado se reporta el efecto que tienen la carga orgánica (CO) y la relación DQO/P-PO₄⁻ sobre el comportamiento típico de los contaminantes durante la EBF. Y, con base en dichos resultados, se propone la forma en que ambos parámetros influyen sobre la actividad microbiológica del sistema para permitir el establecimiento de las BAF y la activación de su estrategia metabólica de sobrevivencia que involucra al fósforo.

7.1.1 Efecto de la carga orgánica sobre el comportamiento típico de eliminación de materia orgánica durante la EBF

El concepto de CO, se refiere a la concentración de contaminantes del influente disponibles para su degradación, con respecto a la cantidad de microorganismos presentes dentro del SBR por unidad de tiempo. En general se trata de un parámetro que estima la capacidad de eliminación del sistema. En sistemas que emplean biopelícula, esta definido por la formula: $CO = Q \cdot So / A$. Donde Q= caudal (m^3 / d); So= sustrato medido como DBO ó DQO (kg / m^3) y A= área superficial para adhesión de la biopelícula (m^2)

Al experimentar variando la CO se buscó que el SBR eliminara la mayor parte de la materia orgánica (MO) durante la fase anaerobia, ya que González-Martínez (1989) menciona que de forma práctica, se puede considerar que las BAF se han establecido y estabilizado dentro del reactor cuando, durante la fase anaerobia, se elimina el 80% de la MO y, cuando se detecta en el medio una cantidad de fósforo, al menos, igual al doble de la concentración inicial.

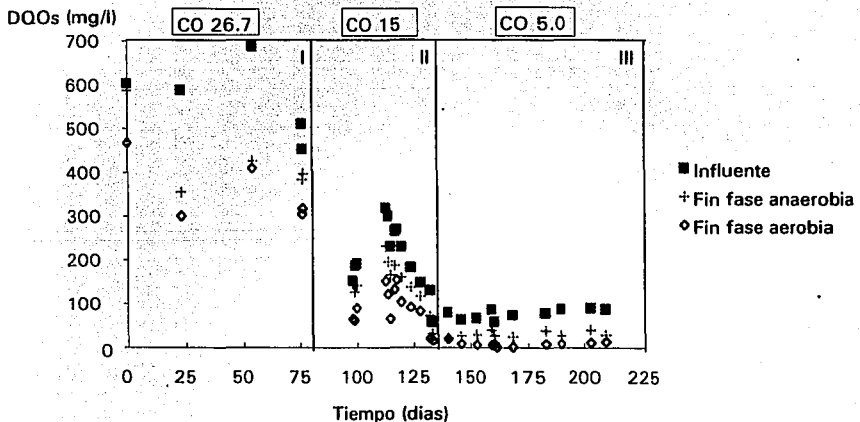


Figura 7.1 Comportamiento de la MO bajo tres distintos valores de CO

En la figura 7.1, se presenta el comportamiento de eliminación de la DQOs a lo largo del tiempo y se relaciona con los diferentes valores de CO empleados.

Durante los primeros dos meses y medio de experimentación, el valor promedio de la CO fue de 26.7 ± 5.0 g DQO/m²·d, para manejar esta CO se empleó una concentración inicial promedio de DQO de 522 ± 128 mg/l (Tabla 7.1). Bajo estas condiciones, el porcentaje de eliminación de MO fue el más bajo (39%) que se reportó, quedando en el efluente concentraciones mayores que 300 mg DQO/l (Fig. 7.1 II).

TABLA 7.1 Capacidad de eliminación del SBR al emplear una CO promedio de 26.7 ± 5.0 g DQO /m²·d

CO 26.7 ± 5.0	Ciclo 8 h	Relación anaerobia/aerobia 1.0/0.5	
VARIABLE	INFLUENTE	EFLUENTE	% ELIMINACIÓN
DQOs (mg/l)	522 ± 128	375 ± 127	39 ± 11
COT (mg/l)	214 ± 10	147 ± 5	38 ± 5
P-PO ₄ ⁻ (mg/l)	11.4 ± 06	10.6 ± 5.5	18 ± 14

Se presentan los valores promedio de 6 corridas \pm desviación estándar

Los siguientes dos meses, se experimentó trabajando con una CO promedio de 15.0 ± 3.2 g de DQO/m²·d. Al usar este valor de CO, el reactor eliminó en promedio un $53.4 \pm 8.7\%$ de la MO en forma de DQOs (Tabla 7.2). De esta cantidad, únicamente la mitad fue removida durante la fase anaerobia. Sin embargo, el comportamiento ya se asemejó un poco más al típico de EBF (Fig. 7.1 II).

TABLA 7.2 Capacidad de eliminación del SBR al emplear una CO de 15.0 ± 3.2 g DQO /m²·d.

CO 15.0 ± 3.2	Ciclo 8 h	Relación anaerobia/aerobia 1.0 / 0.5	
VARIABLE	INFLUENTE	EFLUENTE	% ELIMINACIÓN
DQOs (mg/l)	243 ± 54	113 ± 30	53.4 ± 8.7
COT (mg/l)	113 ± 14.5	65 ± 16	43.2 ± 11.4
P-PO ₄ ⁻ (mg/l)	8.4 ± 0.8	8.1 ± 1.2	5.2 ± 6.5

Se presentan valores promedio de 8 corridas \pm desviación estándar

Los resultados anteriores parecían indicar que la CO influyó de manera significativa en el porcentaje de eliminación de MO. Por lo tanto, se decidió disminuir el valor de la misma hasta 5 g DQO/m²·d; pero sin alterar el tiempo de retención hidráulico (TRH). Para lograrlo, fue necesario disminuir la concentración inicial de materia orgánica a valores cercanos a 100 mg DQO/l). Por lo tanto, no se adicionó solución alimentadora de melaza.

En la figura 7.2 se observa que al emplear este valor de CO, el sistema eliminó la mayor parte de la concentración inicial de MO durante la fase anaerobia. Sin embargo, esto no se debe a que haya aumentado la cantidad de MO degradada; sino más bien a que la cantidad inicial es menor y por lo tanto queda menos MO al final de la fase anaerobia.

El reactor eliminó en promedio cerca del 60% de la DQOs en fase anaerobia y durante la fase aerobia eliminó aproximadamente un 25% adicional, para dar como resultado una eliminación final del $84 \pm 7\%$ de la DQOs (Tabla 7.3).

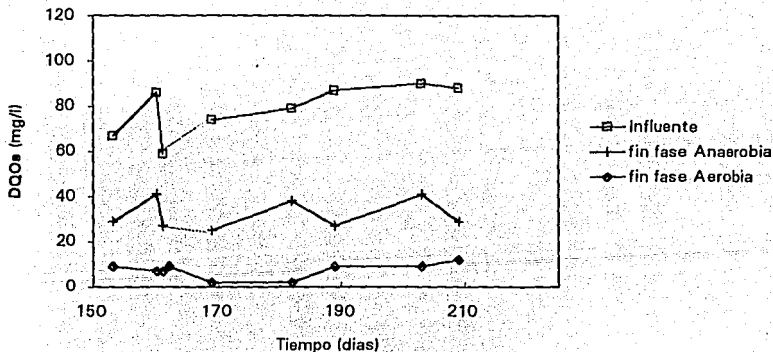


Figura 7.2. Acercamiento de la figura 7.1 durante el periodo en que el SBR trabajó con una CO de 5.0 ± 1.0 g de DQO /m²·d. Se observa que la mayor parte de la DQOs es removida en fase anaerobia.

TABLA 7.3 Presenta la capacidad de eliminación de contaminantes dentro del B-SBR, al emplear una CO promedio de 5.0 ± 1.0 g DQO /m²·d

CO 5.0 ± 1.0	CICLO 8 h	Relación anaerobia / aerobia 1.0 / 0.5	
VARIABLE	INFLUENTE	EFLUENTE	% ELIMINACIÓN
DQOt (mg/l)	110 ± 21	33 ± 13	74.2 ± 13
DQOs (mg/l)	61 ± 20	10 ± 5	84 ± 7.1
COT (mg/l)	30 ± 4	11.7 ± 1.3	62 ± 4
P-PO ₄ ⁻ (mg/l)	4.5 ± 1.1	5.3 ± 1.1	$- 19.6 \pm 13.5^{**}$

Se presentan los valores promedio de 7 corridas \pm desviación estándar

** Los valores negativos significan producción

Para resaltar el efecto de la CO sobre la eliminación de MO, estos parámetros fueron relacionados (figura 7.3). En las gráficas A y B, la materia orgánica es medida como DQO y en las gráficas C y D es medida como COT. En ambos casos se observa que cuando el sistema trabaja con una CO cercana a 5 g DQOt/m²·d, se presentaron los máximos porcentajes

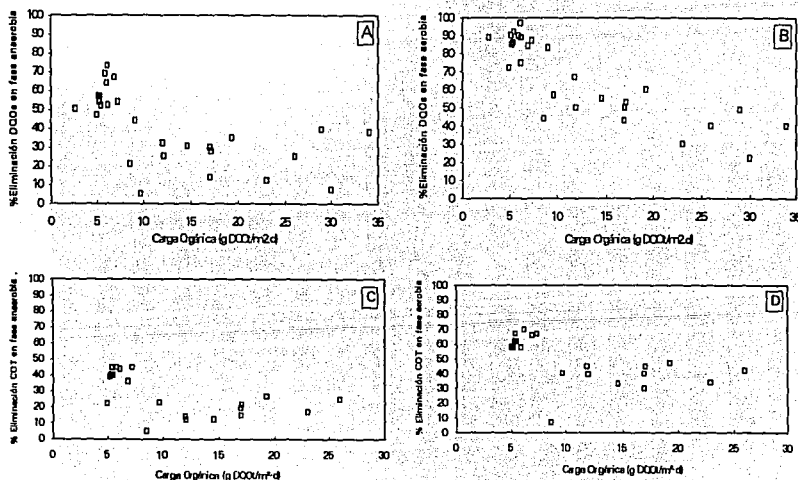


Figura 7.3 Relación de la CO con el porcentaje de eliminación de MO cuando se mide como DQO (gráficas A y B) y cuando se mide como COT (gráficas C y D).

de eliminación de MO. Entre 55 y 70% del COT y entre 70 y 90% de la DQOs. De los cuales, la mayor parte es eliminada en fase anaerobia. Esto es entre el 35 y 45% del COT y entre el 50 y 70 % de la DQOs. Con base en estos resultados se confirma que a valores de CO mayores que 5 g DQOt /m²·d, la eficiencia de eliminación de MO disminuye.

7.1.2 Efecto conjunto de la CO y de la relación DQO/P-PO₄⁻ sobre la eliminación biológica de fósforo

Las variaciones en la CO empleada, también afectaron, como era de esperarse, el comportamiento del fósforo tal y como se muestra en la figura 7.4 . En las gráficas A y B (1^a y 2^a etapa), se aprecia que mientras se trabajó con valores de CO altos (entre 10 y 35 g DQO/m²·d), no se presentó excreción de fósforo durante la fase anaerobia. Pero, cuando el sistema empleó una CO de 5.0 ± 1.0 g DQO/m²·d, se registró una ligera excreción de ortofosfatos (tercer etapa correspondiente del día 130 al 162). Este suceso evidenció que el comportamiento de EBF comenzó a obtenerse dentro del SBR.

Durante todo este periodo de la investigación, el valor de la relación DQO/P-PO₄⁻ fue muy variable como se puede observar en la gráfica C. Sin embargo, al controlar la concentración inicial de fosfatos en aproximadamente 9 mg de P-PO₄⁻/l (Tabla 7.4), el valor de la relación "DQOt / P-PO₄⁻" se mantuvo cercano a 16. Bajo estas circunstancias, la liberación de fosfatos comenzó a aumentar, y tan sólo 25 días después ya era igual al 70% de la concentración inicial. Además, con el paso del tiempo, se presentó una tendencia a recapturar cada vez más fosfatos durante la fase aerobia. Lo cual indicaba que las BAF se estaban desarrollando y ganando espacio dentro del sistema (Fig. 7.4B etapa III-ii, y Fig. 7.4C etapa II).

Al respecto Hang-Sik *et al.*, (1993) reportan que cuando el influente de un SBR que trabaja con biomasa suspendida, presenta una relación DQO/P-PO₄⁻ mayor que 20 se induce una eliminación completa de fósforo. Encontrando además que a valores menores que 20, la relación entre la tasa de eliminación de fosfato y el valor del coeficiente DQO/P-PO₄⁻ es lineal.

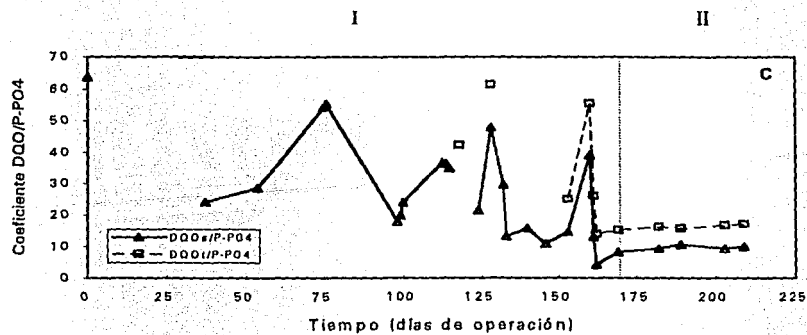
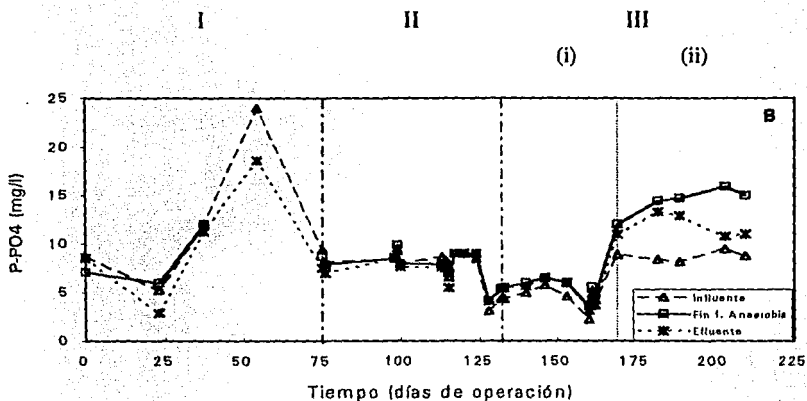
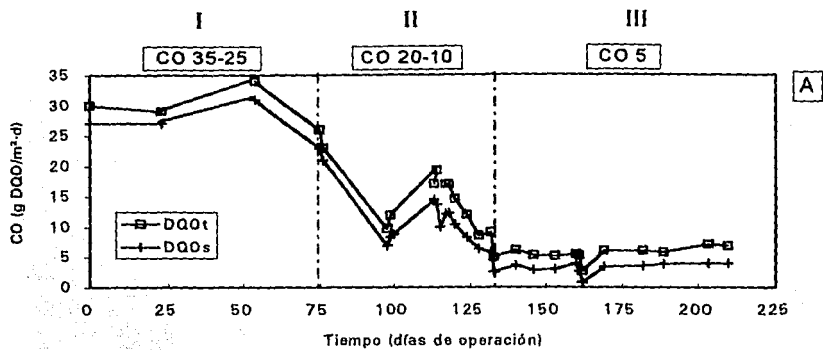


Figura 7.4 Efecto de la CO y de la relación DQO/P-PO₄⁻ sobre el comportamiento del fósforo durante la EBF

TABLA 7.4 Capacidad de eliminación de contaminantes dentro del B-SBR, al emplear una relación DQOt/P-PO₄⁻ de 16 y una CO de 6.0 ± 0.8 gDQO/m²·d

CO 6.0 ± 0.8	CICLO 8 h	Relación Anaerobia / Aerobia 1.0 / 0.5	
VARIABLE	INFLUENTE	EFLUENTE	% ELIMINACION
DQOt (mg/l)	132 ± 18	19 ± 7	85.6 ± 4.9
DQOs (mg/l)	72 ± 19	10 ± 5	86 ± 9.2
COT (mg/l)	23.7 ± 4.1	8.6 ± 0.9	62.6 ± 3.7
P-PO₄⁻ (mg/l)	8.7 ± 0.9	11.1 ± 2.1	- 33 ± 19**

Se presentan los valores promedio de 10 corridas ± desviación estándar

** Los valores negativos significan producción

Con base en estos resultados, se observa que el valor de la relación DQO/P-PO₄⁻ es determinante para extender el comportamiento típico de EBF en un mayor numero de microorganismos dentro del reactor.

7.1.3 Interpretación del proceso de establecimiento de las BAF desde el punto de vista microbiológico

Como hemos visto en los dos apartados anteriores, la CO y la relación DQO/P-PO₄⁻, fueron parámetros determinantes para que las concentraciones de MO y fosfatos se comportasen dentro del SBR de acuerdo con la típica EBF. Pero, la manera en que estos parámetros influyeron sobre la ecología del sistema, para permitir que las BAF se establecieran y activasen la vía metabólica alterna, responsable de la eliminación del fósforo, es algo complejo de elucidar. Y, solamente después de observar los resultados globales de toda la experimentación, se ha propuesto la siguiente explicación:

Si al inicio del ciclo existe una alta concentración de contaminantes con relación a la densidad de microorganismos dentro del sistema, es decir una CO alta; de forma tal que solamente una parte de dichos contaminates sea aprovechada durante la fase anaerobia por las bacterias facultativas, entonces al iniciar la fase aerobia queda suficiente MO para que aquellas bacterias estrictamente aerobias entre las que se encuentran las BAF activen su metabolismo normal y crezcan sin tener que recurrir a la estrategia de sobrevivencia que involucra a la EBF. Ya que durante la fase anaerobia solamente reducen su metabolismo.

Pero, al reducir gradualmente la cantidad de contaminantes disponibles para cada microorganismo (CO de 5 g DQO/m² d); la mayor parte de la MO es eliminada por las bacterias facultativas durante la fase anaerobia; entonces sucede que al iniciarse la aireación, las bacterias aerobias estrictas no disponen de suficiente MO para que se desarrollen y crezcan. Bajo estas circunstancias, se inicia un proceso de competencia por el sustrato entre las BF y las BAF. En el cual, estas últimas, activan el mecanismo metabólico alterno de sobrevivencia que poseen, siempre y cuando exista la suficiente cantidad de fosfatos en el medio para poder capturar MO bajo condiciones anaerobias, asegurando así su permanencia dentro del sistema. De esta forma, en los ciclos subsiguientes, las BAF comienzan a excretar fosfatos al medio.

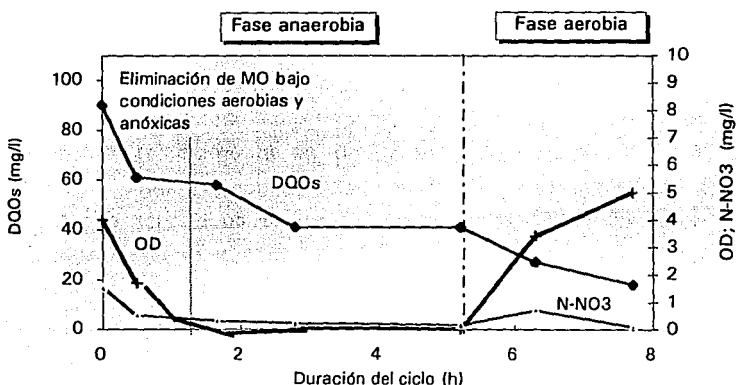


Figura 7.5 Muestra que durante aproximadamente la primer hora y cuarto de la llamada "fase anaerobia" presenta, en realidad, condiciones aerobias primero y luego anóxicas; bajo las cuales una parte importante de la MO es consumida, sin tener relación con el mecanismo de EBF.

Lo anterior se estableció con base en las siguientes observaciones de lo que ocurrió en el SBR: el agua residual que llega a la planta de tratamiento de CU contiene una concentración de oxígeno disuelto de 2 a 3 mg/l y de óxidos de nitrógeno de 2 mg/l. Así como una concentración de MO relativamente baja (inciso 6.3.3). Por lo cual, durante el llenado del reactor y durante una parte significativa del periodo de reacción inicial, que se supone debe ser anaerobio, los microorganismos degradan material orgánico

primero en condiciones aerobias (Fig. 7.5) y posteriormente anóxicas, ya que cuando se agota el OD, las bacterias aerobias pueden emplear los óxidos de nitrógeno como aceptor de electrones (inciso 2.3.1). Por lo tanto, el reactor pasa un periodo de tiempo mucho mayor al previsto en condiciones aerobias, de forma tal que la relación fase anaerobia/fase óxica que originalmente debería de ser 1.0/0.5 pasa a ser aproximadamente 1.0/1.0 .

Esta disponibilidad de grandes cantidades MO en condiciones aerobias al inicio del ciclo, en combinación con periodos anaerobios cortos y posteriormente el inicio de la aireación con una concentración todavía lo suficientemente alta para que las bacterias aerobias continúen con su metabolismo, fueron las características bajo las que el sistema trabajó durante un periodo de aproximadamente 130 días en los cuales la CO fue mayor que 5 g DQO/m²·d. Bajo estas circunstancias, una vez que se establecen condiciones anaerobias, los microorganismos aerobios, al parecer entran solamente en un estado de letargo o de baja actividad metabólica, pero sin activar la vía alterna de sobrevivencia, por que de algún modo reconocen que al iniciarse la fase aerobia existe suficiente materia orgánica en el medio para continuar su crecimiento y desarrollo.

a) *Activación y estabilización de la estrategia metabólica de captura de M.O. y fósforo*

La secuencia de gráficas que se presenta en la figura 7.6 ilustra a través del perfil de los contaminantes a lo largo del ciclo de tratamiento, el proceso de establecimiento de las BAF dentro del SBR, con base en la propuesta anterior.

La gráfica A es representativa de las condiciones de operación que se presentan en la tabla 7.1 ($CO = 26.7 \pm 5$ gDQO/m²·d), y la gráfica B de las condiciones de operación de la tabla 7.2 ($CO = 15 \pm 3.2$ gDQO/m²·d).

Como se puede observar en estas dos gráficas, la cantidad de MO que el SBR eliminó en fase anaerobia fue cercana a 100 mg DQO/l y una cantidad mas o menos igual se eliminó durante la fase aerobia. Sin embargo, la

cantidad de MO que quedó al final de la fase anaerobia fluctuó entre 150 y 300 mg/l según el valor de CO empleado. Y, al parecer esta cantidad de MO fue suficiente para que las bacterias aerobias continuaran su crecimiento sin necesidad de activar la vía de EBF. Como se observa en las

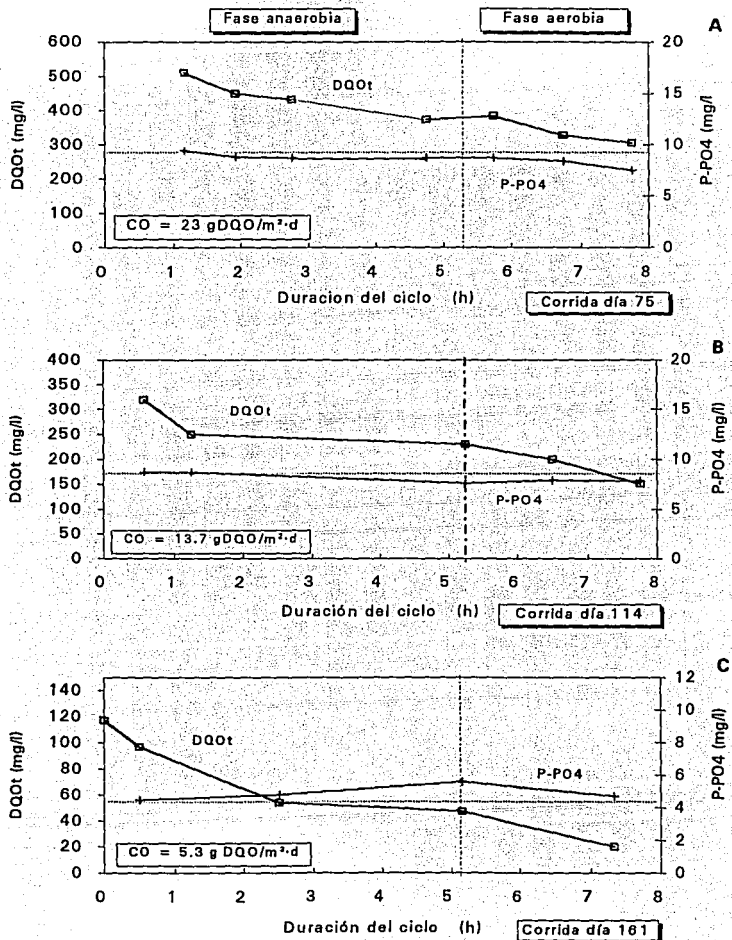


Figura 7.6 Secuencia de gráficos que ilustran el proceso de establecimiento de las BAF dentro del B-SBR. El número de corrida corresponde al día de operación que se muestran en las figuras 7.4

mismas gráficas, la cantidad de microorganismos aerobios dentro del reactor tenía la capacidad para eliminar tan solo unos 100 mg DQO/l durante las 2.5 h de fase aerobia. Y, por lo tanto, la MO no fue un factor limitante que las indujese a activar la estrategia de captura de este nutrimento en fase anaerobia. Como consecuencia, no se registró excreción de fosfatos durante esta etapa.

Una vez que se disminuyó la concentración inicial de contaminantes para trabajar con una CO de 5 g DQO/m²·d, la cantidad de MO que, bajo estas condiciones quedó al final de la fase anaerobia, fue menor a los 100 mg DQO/l que las bacterias aerobias de la biopelícula degradaban normalmente (Fig. 7.6 C).

Al disminuir el carbono necesario para continuar su crecimiento y desarrollo, estos microorganismos comenzaron a activar la estrategia metabólica de captura de MO en condiciones anaerobias y por lo tanto se comenzó a detectar una ligera excreción de ortofosfatos, cercana a 1 mg P-PO₄⁻/l (Fig. 7.4 AIII y BIII[iii]), independientemente de la concentración inicial. La cual variaba entre 2.2 y 5.8 mg P-PO₄⁻/l, afectando los valores de la relación DQO/P-PO₄⁻.

Una vez que se controló el valor de la relación DQO/P-PO₄⁻ en aproximadamente 16, aumentando la concentración inicial de ortofosfatos a un valor cercano a 9 mg P-PO₄⁻/l (Tabla 7.4); se creó un ambiente favorable para las BAF, permitiéndoles aumentar gradualmente su población y desplazar a otros grupos de microorganismos. Tal es el caso de las bacterias facultativas. Esta afirmación, se deduce con base en el cambio que se presentó en el comportamiento de los contaminantes. Dicho cambio consistió básicamente en un aumento gradual de la cantidad de fosfatos excretados en fase anaerobia, la cual pasó (en 20 días) de 1 mg a 6.5 mg de P-PO₄⁻/l (Fig. 7.4 BIII[iii]). Es decir, en tan solo 20 días, la liberación de fosfatos llegó a ser cercana al 80% de la concentración inicial (Fig. 7.7 A y B). Lo cual, indicó que una cantidad importante de la MO eliminada en fase anaerobia era consumida por BAF a través del mecanismo de EBF.

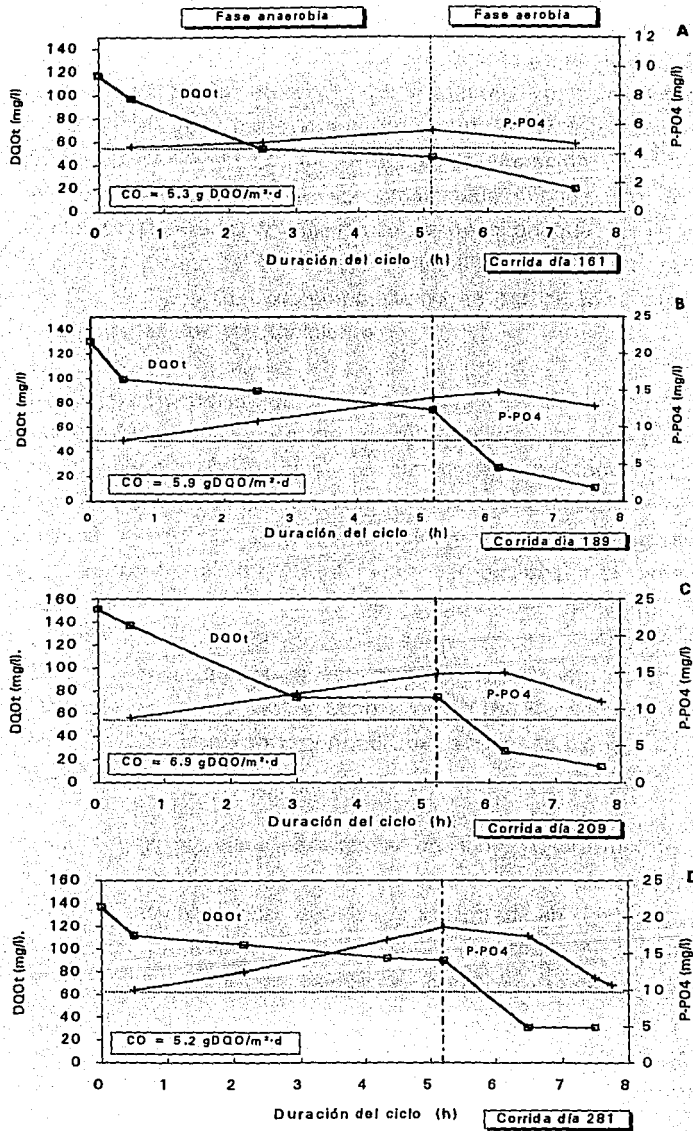


Figura 7.7 Secuencia de gráficos que ilustran el proceso de estabilización de las BAF dentro del B-SBR al emplear una CO promedio de 5.0 ± 1 . El número de corrida corresponde al día de operación que se muestran en las figuras 7.4 y 7.11

Por otra parte, se observó que la MO que quedó al inicio de la fase aerobia fue eliminada con más rapidez ya que aproximadamente después de 1h se degradó la mayor parte. Sin embargo, durante este tiempo la excreción de fosfatos no se interrumpió inmediatamente, dando lugar a la recaptura del mismo como se esperaba, sino que más bien la excreción únicamente se desaceleró. Lo cual indicó que la MO almacenada por las BAF (PHB) no estaba siendo metabolizada. Y solamente después de que se degradó la mayor parte de MO disuelta en el agua residual el fosfato comenzó a ser recapturado (Fig. 7.7 B y C). Este comportamiento particular se explicó con base en los siguientes dos planteamientos:

- Al restablecerse las condiciones aerobias la primera MO que se utiliza para reactivar el catabolismo y producir energía es aquella que aún queda disuelta en el medio y no la que fue almacenada en forma de polio- β -hidroxibutirato ó glucógeno. Esto, debido a que es necesario hacer un gasto de energía para transformar el PHB o el glucógeno a una forma asimilable capaz de incorporarse al ciclo de los ácidos tricarbóxicos. Y si tomamos en cuenta que las BAF vienen de un estado de inanición, resulta energéticamente más económico, degradar aquellos substratos que representen una asimilación más directa con un menor gasto de energía. Al respecto, Wentzel *et al.*, (1986) y Mino *et al.*, (1987) mencionan que en fase aerobia el PHB se transforma a AcetilCoA, el cual se oxida a CO₂, H₂O y el ATP que da origen a los poli-P.

- Otro fenómeno que interviene para que el consumo de ortofosfatos no se detecte al inicio de la aireación, es que el oxígeno tarda cierto tiempo en difundirse hasta las bacterias que se encuentran en las capas más profundas de la biopelícula. Las cuales, mientras tanto continúan capturando MO y excretando ortofosfatos en condiciones anaerobias.

El hecho de que primero se degrade la MO presente en el agua residual; redujo mucho el tiempo efectivo de la fase aerobia necesario para que las BAF metabolizaran la MO almacenada (PHB), a poco más de 1 h, por lo que sólo una parte fue degradada. Al quedar una cantidad considerable de compuestos carbonosos dentro de las células sin oxidar, también quedó una alta concentración de fosfatos en el agua residual (AR) que no fueron

consumidos (Fig. 7.7 B y C); ya que existe un equilibrio entre el ortofosfato excretado y la MO almacenada en fase anaerobia y la concentración de fosfatos necesarios para formar ATP durante la oxidación de dicha MO y para la recarga de la reserva energética de poli-P.

Recordando como funciona la vía de EBF y tomando en cuenta la propuesta de lo que sucede a nivel microbiológico, hasta el momento, se ha encontrado que:

-La cantidad de MO capturada en fase anaerobia, es muy importante para obtener EBF, pero más importante aún, es que el sistema pase el tiempo necesario en condiciones aerobias para permitir la degradación de la MO almacenada dentro de las BAF y el consecuente consumo de ortofosfatos presentes en el AR, después de que la MO que no fue almacenada en fase anaerobia sea completamente eliminada del AR.

-Y que la cantidad inicial de fósforo disponible es muy importante para recargar las reservas de poli-P y mantener el funcionamiento de la EBF.

Con base en los resultados obtenidos hasta el momento, se decidió continuar trabajando con la mismas condiciones de operación, con el fin de ver si la población de BAF ganaba aún más espacio dentro del sistema (aumentaba su población) y por lo tanto si se lograba aumentar la rapidez de degradación de la MO no almacenada que queda al final de la fase anaerobia, aumentando así el tiempo aerobio efectivo para la oxidación de la MO almacenada dentro de las células y por lo tanto aumentar la cantidad de fosfato consumido por las BAF y por ende eliminado del AR.

Bajo estas condiciones, el SBR continuó su proceso de estabilización, acentuando el comportamiento de EBF. Ya que después de 3 meses, la cantidad de fosfatos asimilada durante fase aerobia se incrementó de aproximadamente 2 mg/l a casi 10 mg/l. Sin embargo, el tiempo en que se degrada la MO presente al inicio de la fase anaerobia siguió siendo el mismo (Fig. 7.7 D).

Al parecer el incremento en la eliminación de fosfatos se debió a que el consumo ocurrió desde el inicio de la fase aerobia, y no hasta que se degradó toda la MO presente en el AR (como había estado sucediendo) Este hecho, aunado a la observación de que la cantidad de ortofosfatos excretada también aumento, nos permite suponer que las poblaciones de BAF siguieron creciendo y desplazando a las de BF y, por lo tanto, al iniciarse la fase aerobia aquellas bacterias de las capas profundas que tienen menos acceso al remanente de MO del AR, comenzaron a utilizar la MO almacenada iniciando así un mayor consumo de fosfatos. Sin embargo, al haber más BAF, el porcentaje de excreción de ortofosfatos también aumentó y como resultado, al final del ciclo, tan solo se eliminó la misma cantidad $P-PO_4^-$ que se excretó (Fig. 7.7 E).

Con base en estos resultados se deduce que el tiempo aerobio efectivo siguió siendo insuficiente para asegurar la oxidación de toda la MO almacenada y el consecuente consumo y eliminación del fósforo.

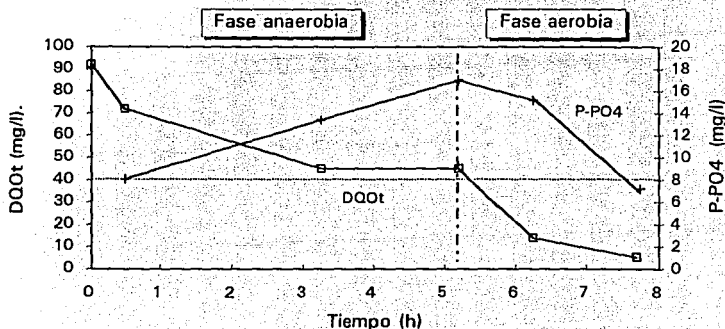


Figura 7.8 Perfil del comportamiento de los contaminantes en el que se presenta eliminación real de fósforo.

Durante este periodo de la experimentación, solamente en algunas corridas, se presentó una pequeña eliminación real de fosfato (Fig. 7.8). Dichas excepciones coincidieron con aquellos ciclos en los que la concentración inicial de MO fue menor al promedio (132 mg/l DQO) que se manejaba. Es

decir, a pesar de que las BAF habían ganado espacio dentro del sistema, la concentración de MO que quedaba al final de la fase anaerobia sin ser almacenada en combinación con el corto tiempo efectivo de aireación, seguían siendo determinantes para evitar que las BAF empleasen todo el PHB almacenado.

7.2 Manejo de los parámetros de operación para inducir eliminación real de fósforo

7.2.1 Efecto de la duración de la fase aerobia y de la duración del ciclo

Con base en los resultados y observaciones anteriores era necesario o bien disminuir la concentración inicial de MO o bien aumentar la duración de la fase aerobia. Cualquiera que fuese la opción elegida, afectaría el valor de la CO, disminuyéndolo aún más. Sin embargo, ya que disminuir la concentración inicial de MO implicaba utilizar agua residual diluida, muy poco representativa de las concentraciones típicas del agua residual de tipo municipal, se optó por aumentar la duración de la fase aerobia y por lo tanto, el tiempo de duración del ciclo de tratamiento.

Al aumentar la duración de la fase aerobia se pretendió dar un tiempo suficiente para que las BAF degradasen toda la MO que almacenaban durante la fase anaerobia. Y, como consecuencia se aumentaría el consumo de fosfato para generar ATP y/o poli-P .

a) Ciclo de tratamiento de 12 h, con una relación anaerobia/aerobia 1:1

La forma de operación se modificó como sigue: llenado 15 min; fase anaerobia 5 h 45 min; fase aerobia 5 h 40 min y vaciado 20 min.

Los resultados obtenidos con esta nueva forma de operación se resumen en la tabla 7.5 . En ella se observa que aún cuando se aumentó la duración de cada ciclo, la CO no se redujo significativamente. Pasó de 5.0 ± 1.0 a 5.3 ± 1.2 g DQO/m²·d. Debido a que el cambio en la forma de operación coincidió con el inicio de la época de estiaje, hecho que provocó un

aumento en la concentración de los contaminantes en el AR y por lo tanto, la medida tomada no fue eficaz, ya que la cantidad de MO que quedó al inicio de la fase aerobia también aumentó en aproximadamente un 55%. Esto hizo nuevamente insuficiente el tiempo aerobio efectivo para metabolizar toda la MO almacenada. Con base en estos resultados, se confirma que el parámetro determinante sigue siendo la CO del sistema.

TABLA 7.5 Capacidad de eliminación de contaminantes dentro del B-SBR, al emplear un ciclo de 12 h; una fase aerobia de 5h 40min y una CO de 5.3 ± 1.2 gDQO/m²·d

CO = 5.3 ± 1.2		Ciclo 12 h	Relación anaerobia / aerobia 1.0 / 1.0	
VARIABLE	INFLUENTE	EFLUENTE	% ELIMINACIÓN	
DQOt (mg/l)	176 ± 41	25 ± 8.3	85 ± 7	
DQOs (mg/l)	73 ± 14	21 ± 6	71 ± 4.9	
P-PO ₄ ⁻ (mg/l)	8.2 ± 0.8	10.3 ± 4.7	- 15 ± 42**	

Se presentan los valores promedio de 6 corridas ± desviación estándar

** Los valores negativos significan producción

Como consecuencia de dicho imprevisto, solamente en los primeros ciclos de tratamiento, antes de que se concentraran los contaminantes en el agua residual, ocurrió eliminación real de fósforo (Fig. 7.9). Como podrá observarse, la escala de tiempo comienza en el día 150 ya que se trata de una continuación de la figura 7.4B.

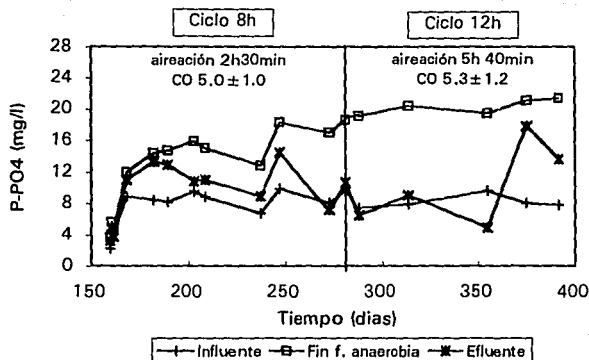


Figura 7.9 Comportamiento de eliminación de fósforo utilizando tiempos diferentes aireación; pero bajo una CO similar.

b) *Ciclo de tratamiento de 24 h con una relación anaerobia/aerobia 1:1*

Con base en la capacidad de respuesta que hasta el momento había presentado el SBR a los cambios de operación experimentados, se decidió aumentar nuevamente el tiempo de aireación a 11 h 40 min, pero manteniendo la relación fase anaerobia/fase aerobia cercana a 1/1. Ya que al parecer había mostrado buenos resultados en cuanto al proceso de nitrificación, el cual se analiza en el capítulo 7.3.2. Por lo tanto la duración del ciclo aumento de 12 a 24 h y, la forma de operación se modificó como sigue: llenado 15 min; fase anaerobia 11 h 45 min; fase aerobia 11 h 40 min y vaciado 20 min.

Con esta nueva forma de operación, la C.O. se redujo a un valor de 3.1 ± 0.4 g DQO/m²·d. Los resultados obtenidos se resumen en la tabla 7.6.

Bajo estas condiciones, el SBR funcionó eficientemente. Es decir, el consumo de ortofosfatos durante la fase aerobia por fin supero a la cantidad de ortofosfatos excretados durante la fase anaerobia; dando lugar a una eliminación real promedio del 70% de la concentración inicial, tal y como se puede observar en la tabla 7.6.

TABLA 7.6 Capacidad de eliminación de los contaminantes dentro del B-SBR, al emplear un ciclo de 24 h; una fase aerobia de 11 h 40 min y una C.O. de 3.1 g DQO/m²·d

CO = 3.1 ± 0.4		Ciclo 24 h		Relación anaerobia / aerobia 1.0 / 1.0	
VARIABLE	INFLUENTE	EFLUENTE	% ELIMINACIÓN		
DQOt (mg/l)	205 ± 28	24 ± 15	88.8 ± 6		
P-PO ₄ ⁻ (mg/l)	7.8 ± 1.2	2.3 ± 1.1	70.6 ± 12		

Se presentan valores promedio de 8 corridas ± desviación estándar

Al aumentar la duración del ciclo de tratamiento, también aumentó el tiempo que bajo condiciones aerobias pasan las BAF después de que la MO disuelta en el agua residual se agota. Lo cual, tal y como se había previsto, las obligó a utilizar la mayor parte de la MO previamente almacenada para continuar su metabolismo y por lo tanto, se incrementó el consumo de

ortofosfato, necesario para la producción y empleo de ATP y para el almacén de energía en forma de poli-P (Fig. 7.10). En la figura 7.10 se observa, durante la fase anaerobia, una excreción de ortofosfato del 298% de la concentración inicial (8.5 mg/l), asociada con un eliminación del 60% de la DQOt y del 62% de la DQOs, que representa seguramente la MO de fácil asimilación consumida y transformada por las BAF para poder almacenarla. Posteriormente, en fase aerobia se observa que el fosfato se consume en una cantidad igual al 370% de la concentración inicial, presentándose una eliminación real del 72% quedando en el efluente una concentración de 2.3 mg/l.

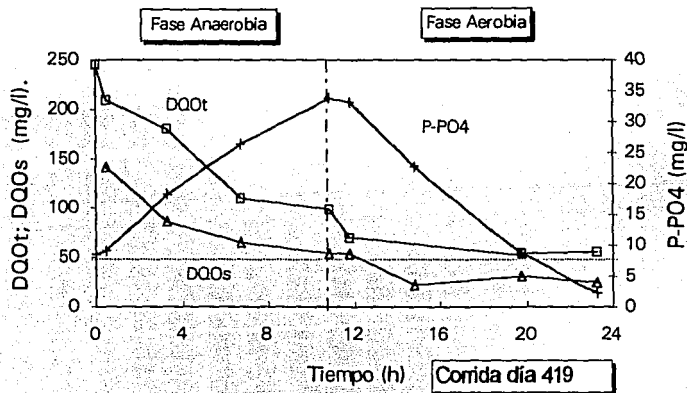


Figura 7.10 Perfil de DQO y P-PO₄ dentro del B-SBR al emplear un ciclo de 24 h; una fase aerobia de 11h 40min y una CO de 3.1 g DQO/m²·d

En la figura 7.11 A y B se ilustra, como la combinación entre CO bajas y un tiempo de aireación lo suficientemente largo, para permitir que las BAF degraden la MO que almacenaron durante le fase anaerobia, fueron las condiciones clave para que se obtuviese eliminación real de fosfato dentro del B-SBR. Se podrá apreciar que la escala de tiempo comienza en el día 225 ya que los datos son continuación de la figura 7.9. En la figura 7.11 B

se observa como al reducir el valor de la CO a 3.1 gDQO/m²·d, el porcentaje promedio de excreción de fosfatos aumenta a 170% y en todos los casos se observó eliminación real con respecto a la concentración inicial.

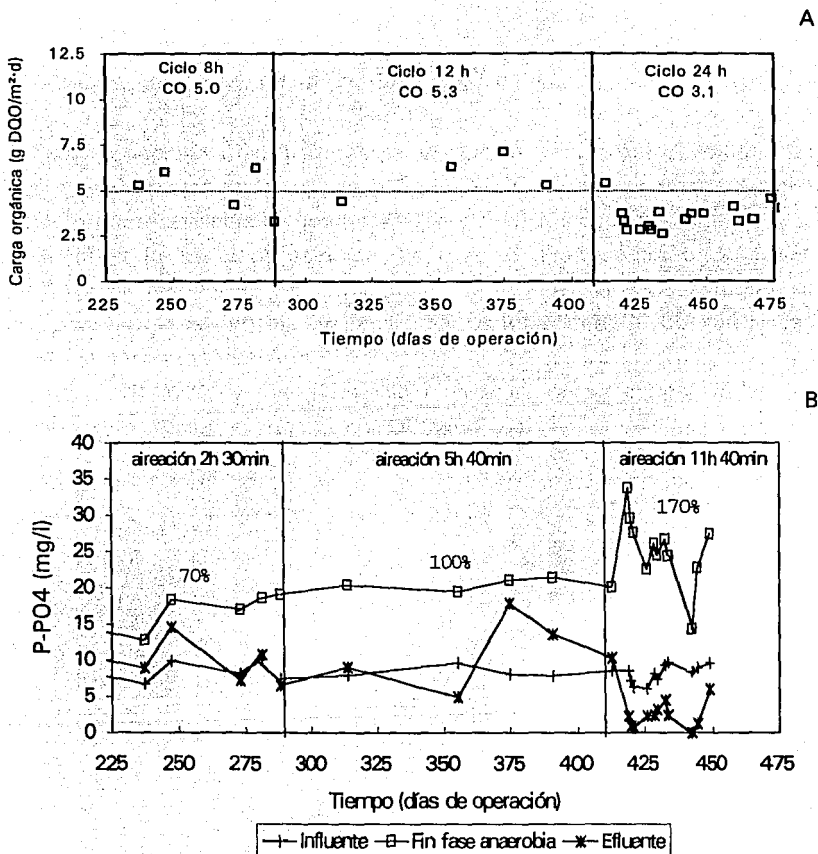


Figura 7.11. Comportamiento del fosfato dentro del B-SBR a lo largo del tiempo de operación, bajo tres condiciones diferentes de CO y tiempo de aireación

7.3 Comportamiento del nitrógeno durante las diferentes formas de operación empleadas para favorecer la EBF

La eliminación biológica de nitrógeno depende en gran medida de la capacidad del sistema para transformar el nitrógeno amoniacal en óxidos de nitrógeno. A continuación se analiza la forma en que la duración de la fase aerobia afectó el proceso de nitrificación:

7.3.1 Ciclo de tratamiento de 8 h y una relación anaerobia/aerobia 1.0/0.5

Bajo estas condiciones de operación, el comportamiento del ion amonio fue básicamente el que se muestra en la figura 7.12. En ella se observa como durante la fase anaerobia su concentración aumenta independientemente de la concentración inicial de este ion. La cual se mantuvo en un intervalo entre 2 y 25 mg $N-NH_4^+/l$. Mientras que durante la fase aerobia, su comportamiento fue variable, ya que en unas ocasiones la concentración disminuyó y en otras aumentó. Como podrá observarse, la escala de tiempo inicia en el día 120 ya que al principio, la atención se concentró en los parámetros involucrados en la EBF (DQO y $P-PO_4$).

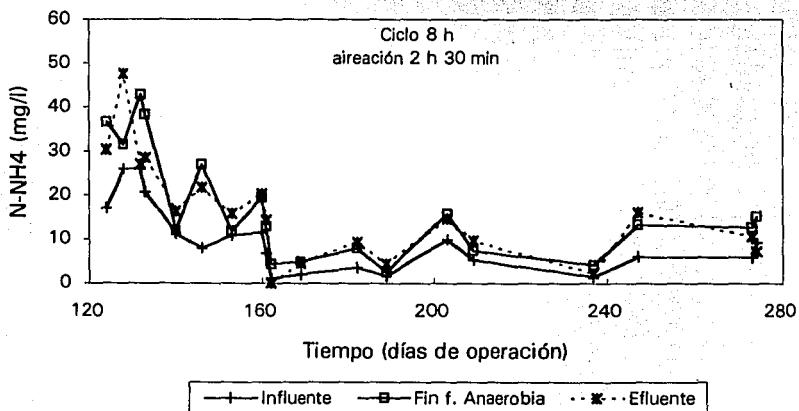


Figura 7.12 Comportamiento del $N-NH_4^+$ a lo largo del tiempo, cuando el B-SBR empleó una fase aerobia de 2 h 30 min y un ciclo de tratamiento de 8 h.

Este comportamiento se explica porque durante la fase anaerobia el nitrógeno orgánico (proteínas y aminoácidos) es reducido a N-NH_4^+ por la acción de bacterias amonificantes, aumentando por lo tanto su concentración. La pequeña disminución que en ocasiones se presentó en fase aerobia se debe más bien, a que el nitrógeno amoniacal fue asimilado por los microorganismos y empleado para el crecimiento celular y no tanto a un proceso de nitrificación. Ya que como se puede observar en la figura 7.13 no se detectó un incremento en la concentración de N-NO_3^- durante la fase aerobia. Hecho que evidencia la ausencia de bacterias nitrificantes en la biopelícula.

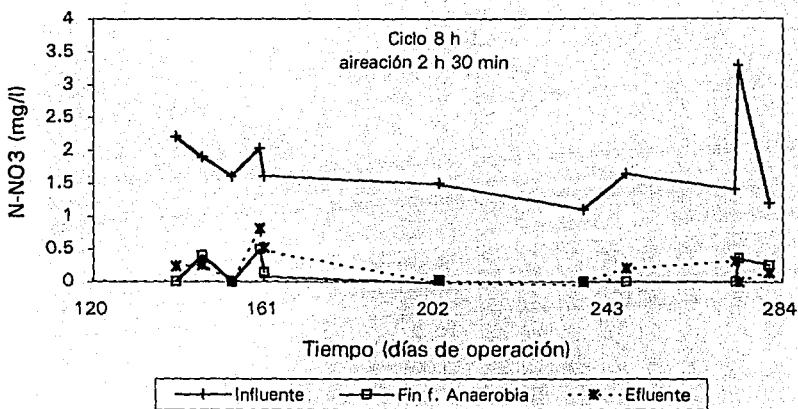


Figura 7.13 Comportamiento de los nitratos dentro del B-SBR al emplear una fase aerobia de 2 h 30 min y un ciclo de 8 h.

En la figura 7.13 se aprecia que la concentración inicial de nitratos se eliminó durante la fase anaerobia hasta un valor cercano a cero. Esto debido a la capacidad de ciertos microorganismos para emplear los óxidos de nitrógeno como aceptor final de electrones (inciso 2.3.1).

La ausencia de nitrificación dentro del B-SBR bajo esta forma de operación seguramente, fue consecuencia de la corta duración de la fase aerobia, de

tan sólo 2.5 h, ya que las bacterias nitrificantes poseen tasas de duplicación muy lentas comparadas con las de otros microorganismos aerobios. Al respecto, Winkler (1986) reporta que los sistemas de lodos activados que llevan a cabo procesos de nitrificación son sometidos a periodos aerobios largos (de 5 h o más).

Tomando en cuenta la información anterior, pero sobre todo, la necesidad de aumentar el tiempo de aireación para mejorar la eliminación biológica de fosfatos, como ya se ha analizado en el apartado 7.2, se aumentó la duración de la fase aerobia y por lo tanto, se alargó el TRH del ciclo de depuración a 12 h .

7.3.2 Ciclo de tratamiento de 12 h y una relación anaerobia/aerobia 1:1

Bajo estas condiciones de operación, el nitrógeno mostró el siguiente comportamiento:

El $N-NH_4^+$ aumentó su concentración inicial durante la fase anaerobia en aproximadamente un 55%, por procesos de amonificación y, durante la fase aerobia eliminó aproximadamente un 30% de la concentración máxima alcanzada (Tabla 7.7). Sin embargo, la concentración final es mayor que la

TABLA 7.7 Capacidad de eliminación de contaminantes al aumentar la duración de la fase aerobia a 5 h 40 min y el TRH a 12 h

Variable	Ciclo 12 h		Relación anaerobia / aerobia 1.0 / 1.0		Efluente	
	Influyente	Fin fase anaerobia	% Aumento	% Eliminación		% Eliminación
$N-NH_4^+$ (mg/l)	17 ± 10.4	30.5 ± 9.7	55 ± 20	-----	21.9 ± 5.5	- 23 ± 60**
$N-NO_3^-$ (mg/l)	2.05 ± 0.9	0.06 ± 0.06	-----	97 ± 5	0.77 ± 0.5	-----

Se presentan valores promedio de 6 corridas ± desviación estándar

** Los valores negativos significan producción

inicial. Como ya se ha mencionado, parte del $N-NH_4^+$ eliminado fue asimilado por los microorganismos para efectuar crecimiento celular. Pero, lo importante, es que otra parte comenzó a ser transformada en óxidos de nitrógeno por acción de las bacterias nitrificantes (BN). Ya que como se

puede apreciar en la figura 7.14, se presentó un ligero aumento en la concentración de nitratos durante la fase aerobia.

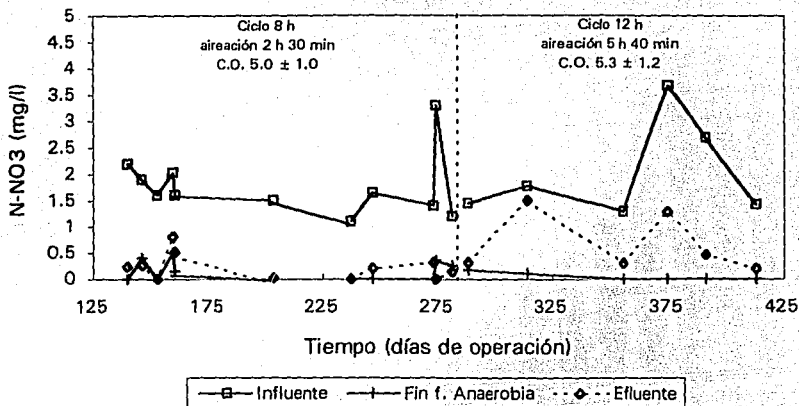


Figura 7.14 Comportamiento del N-NO_3^- dentro del B-SBR después de aumentar el tiempo de aireación.

a) Efecto del TRH aerobio sobre la nitrificación

Con respecto al proceso de nitrificación Rusten y Eliassen (1993) mencionan que a una temperatura dada se necesita un tiempo de retención celular (TRC) aerobio mínimo para obtener una nitrificación completa, e indica que para tener valores menores que $2 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{l}$ en el efluente a 10° C , se requiere un TRC aerobio de 12-13 d lo cual concuerda con el valor de 12 empleado para SLA que nitrifican (Winkler, 1986). Al respecto, Hang-Sik *et al.* (1993), menciona que para obtener una nitrificación adecuada en un SBR que emplea LA, se requiere un TRC de 15 d basado en el tiempo de aireación.

En la presente investigación, durante el último mes y medio en que se emplearon las condiciones de operación mencionadas en el apartado 7.3.2 ,

se estimó, aunque de forma un tanto cualitativa, el TRC³ dentro del sistema dando como resultado un valor de 11.6 d. Sin embargo, si se calcula únicamente con base en el periodo de aireación entonces el TRC aerobio = 5.23 d . Este valor se encuentra muy por abajo de los citados bibliográficamente con anterioridad.

Con base en esta información se decidió aumentar el TRC aerobio al doble. Para lo cual fue necesario aumentar el TRH a 24 hr y , por lo tanto, se modificó otra vez la forma de operación de la siguiente manera: llenado 15 min ; fase anaerobia 11 h 45 min ; fase aerobia 11 h 40 min y vaciado 20 min .

7.3.3 Ciclo de tratamiento de 24h y una relación anaerobia/aerobia 1:1

Bajo estas condiciones de operación, el nitrógeno se comportó de acuerdo con los resultados que se presentan en la tabla 7.8. Se observa una

TABLA 7.8 Resume el comportamiento del nitrógeno dentro del B-SBR al emplear una fase aerobia de 11 h 40 min .

Variable	Ciclo 24 h		Relación anaerobia / aerobia 1.0 / 1.0		Efluente
	Influyente	Fin fase anaerobia	% Aumento	% Eliminación	
N-NH_4^+ (mg/l)	19.5 ± 3.0	25.45 ± 3.6	30.5 ± 16		0.3 ± 0.4
N-NO_3^- (mg/l)	2.6 ± 0.5	0.14 ± 0.2	-----	95 ± 7	4.0 ± 1.1

Se presentan los valores promedio de 6 corridas ± desviación estándar

³ La estimación del TRC aerobio es cualitativa ya que para medir la concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) producidos al final de cada ciclo; resultaba demasiado impráctico filtrar los 865 l (de volumen útil) del reactor. Por lo cual, en la línea de descarga del B-SBR, se realizó un muestreo de la siguiente forma: Se tomaron muestras (de 1 litro c/u) de agua residual al final del tratamiento, con una frecuencia de muestreo de 2 minutos hasta completar 10 muestras en los 20 min que dura la fase de vaciado. Cada una de las muestras fue analizada para determinar la concentración de SSV y el resultado fue extrapolado al volumen de agua evacuada cada dos minutos (aproximadamente 44 l) que cada muestra representa. Finalmente, la concentración de SSV extrapolada para cada una de las 10 muestras fueron sumadas obteniendo así una estimación confiable de la producción real de SSV en cada ciclo.

Para obtener, a su vez una aproximación confiable del TRC, se estimó la producción de SSV de cada ciclo durante aproximadamente 30 días. El TRC se determinó según la formula:

$$\text{TRC} = \frac{I}{\frac{(\text{SSV producidos})}{\text{Biomasa total dentro del B-SBR}} \quad (O)}$$

nitrificación casi completa, ya que el 98.4% del N-NH_4^+ es eliminado y además se detectó que durante la fase aerobia la concentración promedio de N-NO_3^- pasa de 0.14 a 4.0 mg/l (Fig. 7.15). Se podrá notar que la escala de tiempo comienza en el día 225 ya que la gráfica A es continuación de la figura 7.12 y la gráfica B es continuación de la figura 7.13 .

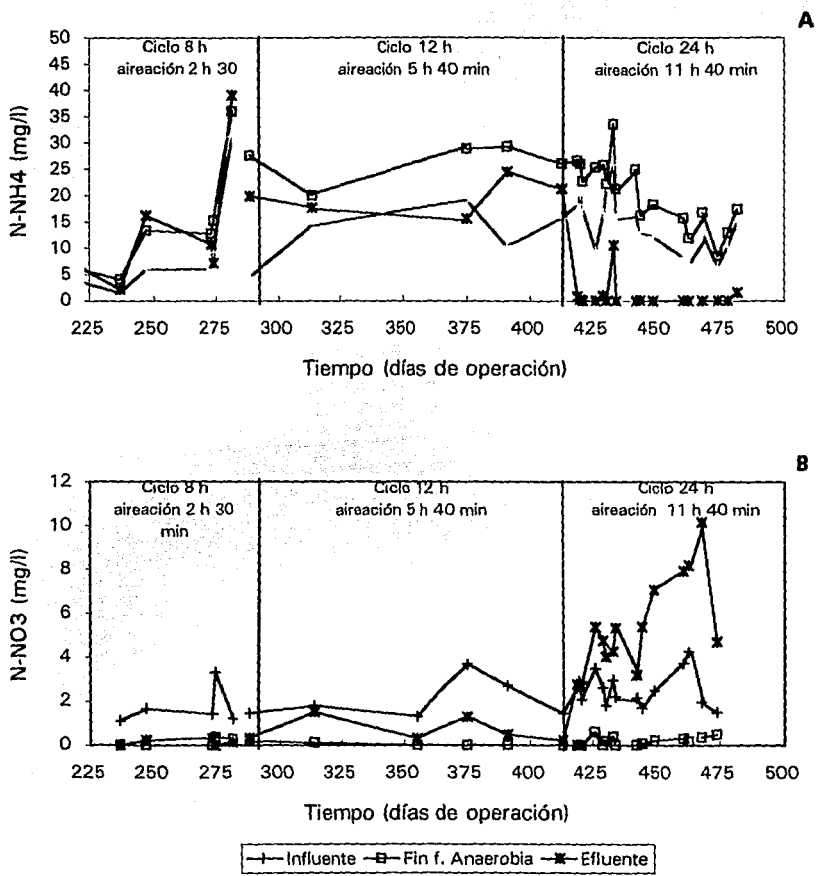


Figura 7.15 Comparación del comportamiento del nitrógeno en forma de NH_4^+ (gráfica A) y de NO_3^- (gráfica B), al emplear diferentes formas de operación

ESTA TESIS NO DEBE
 SALIR DE LA BIBLIOTECA

Este aumento en la concentración de $N-NO_3^-$, representa aproximadamente el 20 % de la concentración de $N-NH_4^+$ presente al inicio de la fase aerobia; del 80% restante seguramente una parte se encontraba en forma de otros óxidos de nitrógeno específicamente nitritos, los cuales no fueron cuantificados durante esta etapa de la investigación; otra parte, fue empleada en procesos de crecimiento celular y una tercera parte posiblemente fue eliminada por procesos de desnitrificación durante la fase aerobia, fenómeno que se discute más adelante en la sección 7.4.3 (Nitrificación y Desnitrificación simultáneas).

De acuerdo con los resultados anteriores, se puede decir que bajo las condiciones de esta experimentación y empleando un TRC aerobio estimado en 15.39 d. se obtuvo una nitrificación completa.

7.4. Discusión del comportamiento de los contaminantes durante la EBFyN :

Análisis comparativo entre los resultados de esta investigación y los reportados a nivel laboratorio en la bibliografía

Los resultados obtenidos se compararon con el trabajo de González-Martínez y Wilderer (1991) ya que es prácticamente el único antecedente bibliográfico sobre el uso de B-SBR para obtener EBFyN.

TABLA 7.9 Capacidad de eliminación de contaminantes dentro del B-SBR al emplear una CO de 3.1 ± 0.4 g DQO/m²·d y un TRH aerobio de 11h 40min

Ciclo 24h		Relación anaerobia / aerobia $\Rightarrow \Rightarrow 1.0 / 1.0$			
Variable	Influyente	Fin fase anaerobia		Efluente	
		% Aumento	% Eliminación		% Eliminación
DQOt (mg/l)	205 ± 28.2	80 ± 21	61 ± 8.5	24 ± 15	88.8 ± 6
P-PO ₄ ⁻ (mg/l)	7.8 ± 1.2	26.9 ± 3.3	253 ± 60	2.3 ± 1.1	70.6 ± 12.4
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	19.5 ± 3.0	25.45 ± 3.6	30.5 ± 16	0.3 ± 0.4	98.4 ± 2.2
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	2.6 ± 0.5	0.14 ± 0.2	95 ± 7	4.0 ± 1.1	-----

Se presentan los valores promedio de 8 corridas ± desviación estándar

La tabla 7.9 presenta las condiciones de operación con las que se obtuvo una eficiente EBF y, además resume el comportamiento de los nutrientes

dentro del B-SBR durante dicho proceso. Cabe señalar que bajo estas condiciones de operación, el perfil de concentración de los distintos contaminantes disueltos en el agua residual, fue igual al perfil esperado según lo reportado en la bibliografía. Lo cual, se puede observar en la figura 7.16 . Sin embargo, se presentan algunas pequeñas diferencias que se analizan a continuación.

7.4.1 Comportamiento del fosfato y de la MO

Con respecto al comportamiento del fosfato, son dos las diferencias:

1.- Como se puede apreciar en la tabla 7.10 y en la figura 7.16, a nivel laboratorio, la captura de MO durante la fase anaerobia es muy eficiente. Se elimina aproximadamente el 84 % de la DQO_t y, en condiciones aerobias, no ocurre más eliminación de MO. Mientras que a nivel planta piloto, la captura de MO en condiciones anaerobias es menor, solamente se elimina el 61%. Pero en condiciones aerobias, se restablece la eliminación de MO aumentando cerca de un 28% adicional para dar un total de 88.8%.

2.- A nivel laboratorio, la excreción de PO_4^- es mucho mayor que a nivel piloto y el % final de eliminación también fue mayor en el laboratorio.

TABLA 7.10 Comparación los perfiles de ortofosfatos y de MO

escala	Fase Anaerobia		Fase Aerobia	
	% Captura MO	%Excr. PO_4^-	%Elimin. M.O.	% Elimn. PO_4^-
Laboratorio*	≅ 84	≅ 600	≅ 84	≅ 100
Planta Piloto	61 ± 8.5	253 ± 60	89 ± 6	70 ± 12

(*) Datos calculados a partir de la gráfica de la fig. 7.4.1 tomada de González-Martínez & Wilderer (1991).

La causa principal de estas diferencias es el hecho de que a nivel laboratorio, la MO empleada en la experimentación es más fácilmente asimilada por los microorganismos, ya que se trata de ácido acético y

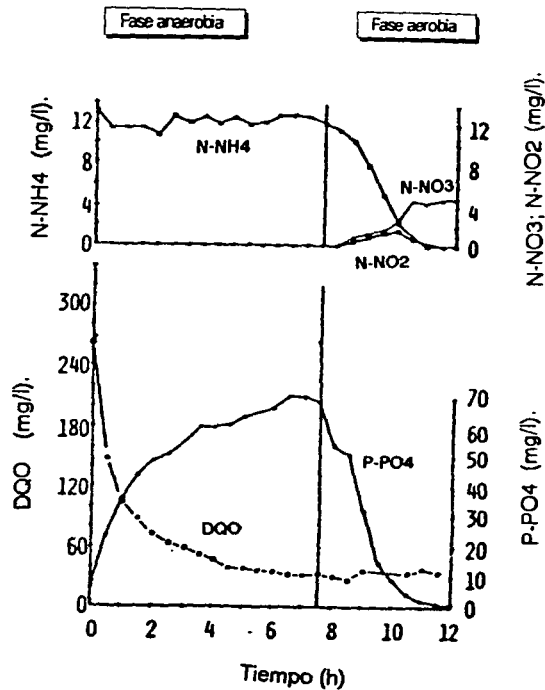
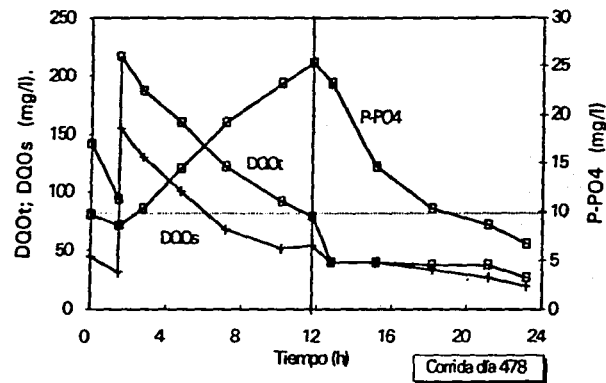
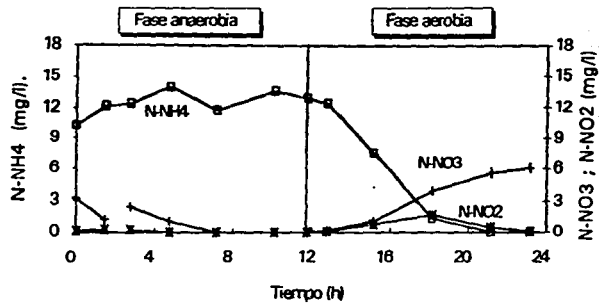


Figura 7.16 Comparación del perfil de contaminantes representativo de las condiciones de la tabla 7.4 (lado izquierdo) con el perfil típico, obtenido dentro de un B-SBR a nivel laboratorio (lado derecho, tomado de González-Martínez & Wilderer 1991)

glucosa. En tanto que a nivel planta piloto, como se emplea agua residual de tipo municipal, una parte de la MO presente, esta compuesta por moléculas de fácil asimilación y otra parte se encuentra como moléculas más complejas que necesitan ser transformadas por procesos de hidrólisis antes de poder ser asimilada. Además, posiblemente existen compuestos que solo pueden ser degradados en condiciones aerobias. Consecuentemente, al existir una mayor captura de MO a nivel laboratorio, es lógico que también la excreción de ortofosfatos sea mayor ya que como se ha explicado anteriormente, de acuerdo con el modelo bioquímico de Wentzel *et al.* (1986), por cada molécula de MO que es almacenada se requiere de cierta energía que es tomada de enlaces poli-P eliminándose el fósforo como ortofosfatos al medio.

Por otra parte, se debe tomar en cuenta que en laboratorio todas las variables son perfectamente controlables y por lo general no hay eventos imprevistos (como puede ser la entrada de bactericidas disueltos en el agua residual), es normal esperar que las poblaciones de BAF se estabilicen mejor y funcionen óptimamente. Sin embargo, los porcentajes de eliminación obtenidos en planta piloto (89 de la DQOt, 71% del $P-PO_4$ y 98% de nitrificación) pueden considerarse como eficientes comparados con otros procesos.

7.4.2 Comportamiento del nitrógeno

Con respecto al nitrógeno, el comportamiento general también es el mismo en ambos casos. Pero se presentan las dos siguientes pequeñas diferencias:

1.- A nivel piloto se observó aumento de la concentración de $N-NH_4^+$ durante las primeras horas de la fase anaerobia, mientras que a nivel laboratorio no se observó esa tendencia. Esta diferencia ocurre a su vez por dos razones: a) en el agua residual existe nitrógeno orgánico que bajo condiciones anaerobias es degradado por bacterias amonificantes y transformado en nitrógeno amoniacal. b) La otra explicación, se encuentra relacionada con la segunda diferencia.

2.- La segunda diferencia consiste, como se muestra en la figura 7.16, en la presencia de una pequeña concentración inicial de N-NO_3^- en el agua residual de la planta piloto, la cual es posteriormente eliminada. Al respecto, ya se ha mencionado en el apartado 3.2.2, que Knowles (1982), encontró que si los óxidos de nitrógeno son reducidos en un ambiente anaerobio en presencia de altas concentraciones de MO no ocurre desnitrificación ya que las reacciones se dirigen a producir NH_4^+ .

7.4.3 Nitrificación y desnitrificación simultáneas

En la figura 7.17 se puede observar el perfil típico del nitrógeno mientras el B-SBR trabajó bajo las condiciones resumidas en la tabla 7.9. En el caso del nitrógeno amoniacal, se observa perfectamente el aumento de su concentración durante las primeras 5 h y luego permanece más o menos constante hasta el final de la fase anaerobia. Posteriormente, es removido por completo durante la fase aerobia pasando primero a nitritos y luego a nitratos. Sin embargo, durante las primeras 3.5 h de la fase aerobia se elimina cerca del 30 % del N-NH_4^+ ; pero en el AR, no se detectaron ni N-NO_2^- ni N-NO_3^- . Además, al final del ciclo hubo una diferencia del 35% entre el N-NH_4^+ eliminado y el N-NO_3^- generado. Al respecto se plantea la posibilidad de que haya ocurrido una desnitrificación simultánea, ya que hacia el interior de la biopelícula y sobre todo en donde es más gruesa, como por ejemplo en las uniones entre un anillo de soporte y otro, es muy probable que existan microambientes anaerobios en donde son reducidos los óxidos de nitrógeno hacia nitrógeno molecular (capítulo 5 apartado 5.5).

Tomando en cuenta este fenómeno, se propone que al iniciarse la aireación, los microorganismos de las capas más superficiales de la biopelícula, entre los que se encuentran las bacterias nitrificantes, toman y emplean el O_2 y el N-NH_4^+ para generar energía y, producen N-NO_x . Parte de estos son liberados al agua residual y otra parte se difunde hacia capas más profundas de la biopelícula en donde el oxígeno no llega y entonces los NO_2^- y los NO_3^- son empleados por algunos microorganismos aerobios, entre ellos las BAF, como aceptores de electrones reduciéndolos a N_2 . El cual, al ser un gas escapa de la célula y, al salir deja un vacío, generándose

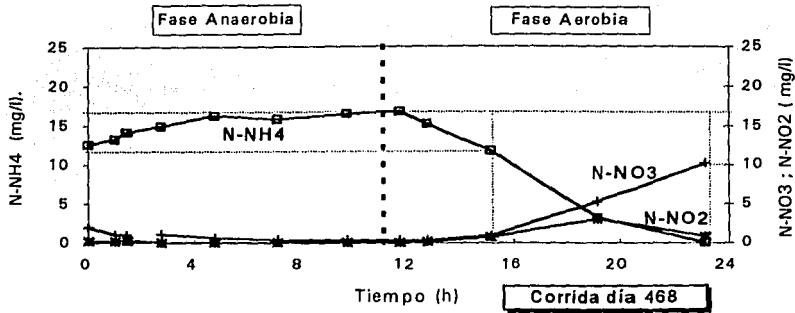


Figura 7.17 Perfil típico del comportamiento del nitrógeno, durante el proceso de EBF en un "SBR" bajo las condiciones de operación de la tabla 7.9

así un gradiente que por difusión introduce nuevas moléculas de óxido de nitrógeno hacia estas zonas anaerobias para ser a su vez reducidas a N_2 , eliminándolo así del sistema (Fig. 7.18).

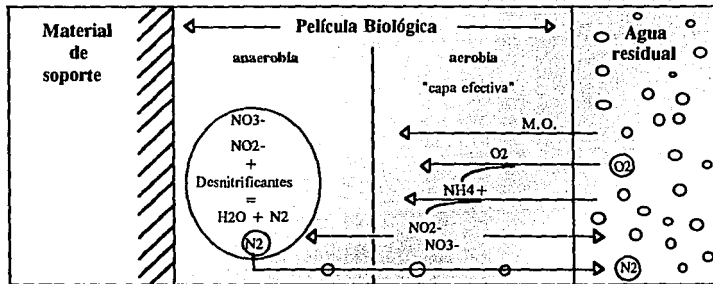


Figura 7.18 Posible explicación de la eliminación de óxidos de nitrógeno durante la fase aerobia. Fenómeno conocido como Nitrificación y Desnitrificación Simultáneas (NDS).

Si bien es cierto que al presentarse este comportamiento, podría excluirse el establecimiento de una etapa anóxica para la eliminación de N-ox, no sucede así con la etapa anaerobia, ya que para que la EBF ocurra, los mismos microorganismos (BAF) deben de ser sometidos a condiciones primero de anaerobiosis y luego de aerobiosis (Capítulo 2).

7.5 Efecto de un periodo de anaerobiosis prolongado sobre el funcionamiento de un B-SBR que presenta buenas eficiencias de eliminación de C, P y N

Una vez que el B-SBR mostró un funcionamiento estable con altas eficiencias de eliminación; es decir, después de registrar el comportamiento de la tabla 7.9 (Capítulo 7.4) aproximadamente durante un mes; el sistema se sometió a condiciones anaerobias durante todo el periodo de reacción por tres ciclos de tratamiento, para conocer el efecto de un periodo prolongado de anaerobiosis sobre el comportamiento del sistema a nivel de la eficiencia de eliminación y a nivel microbiológico.

El estado de anaerobiosis durante los tres ciclos de experimentación, solamente fue interrumpido durante el vaciado, el llenado y al inicio de la fase anaerobia. Ya que como anteriormente se ha mencionado y se puede observar en la figura 7.5, el agua residual empleada, contiene una alta concentración de OD y de NO_3^- . Los cuales, tardan entre 1.5 h y 2 h en agotarse.

7.5.1 Efecto sobre la eficiencia de eliminación durante el periodo de anaerobiosis

En la tabla 7.11, se presenta el comportamiento del sistema durante el periodo de suspensión de la aireación. En ella se observa que durante el primer ciclo, al final de las 11 h 40 min, que anteriormente correspondían al periodo de la fase anaerobia, el comportamiento de los nutrimentos no cambió con respecto a los ciclos anteriores (Tablas 7.9 y 7.11). Pero, durante la segunda etapa de reacción (anteriormente aerobia), ni el P-PO_4^- , ni el N-NH_4^+ fueron eliminados (Tabla 7.11) y solamente el material orgánico disminuyó su concentración.

TABLA 7.11 Resultados obtenidos durante la presente experimentación

# de Ciclo de la experimentación	Variable	Fin de la Fase Anaerobia				Efluente	
		Influente (ng/l)	(ng/l)	% Aumento	% Eliminación	(ng/l)	% Eliminación
1er Ciclo en anaerobiosis	DQO _t	262	148	-----	43.5	56	78.6
	P- PO_4^-	9.5	31.6	233	-----	31.2	0.0
	N- NH_4^+	26.6	33.8	27	-----	31	0.0
3er ciclo en anaerobiosis	DQO _t	185	139	-----	24.8	140	24.4
	P- PO_4^-	10.1	11.7	15.8	-----	14.5	0.0
	N- NH_4^+	26.5	39	47.1	-----	47.2	0.0

La excreción de ortofosfatos, en fase anaerobia fue disminuyendo progresivamente en cada uno de los siguientes ciclos y durante el tercer y último ciclo de tratamiento sin aireación, ocurrió que la excreción paso de 233% (en el 1er ciclo) a 15.8%. De igual forma, el porcentaje de DQO eliminada disminuyó siendo, incluso al final de todo el ciclo de tratamiento, de tan solo 24%.

7.5.2 Restablecimiento de la aireación y cambios en el comportamiento del sistema

Posteriormente, el sistema fue aireado durante aproximadamente un día con el fin de que las poblaciones de bacterias aerobias se recuperasen. Y finalmente, se restableció el funcionamiento normal del ciclo. Es decir una etapa de reacción anaerobia y una segunda aerobia. Los resultados obtenidos, al normalizar el funcionamiento, se muestran en la tabla 7.12.

TABLA 7.12 Comportamiento del B-SBR después del periodo de anaerobiosis prolongado

Secuencia de ciclos	Variable	Influyente (mg/l)	Fin de la Fase Anaerobia		Efluente		
			(mg/l)	% Aumento	% Eliminación	(mg/l)	% Eliminación
1er ciclo bajo condiciones aerobias	DQO _t	236	94	-----	60.2	23	90.2
	P-PO ₄	8.4	14.4	71.4	-----	0.0	100
	N-NH ₄ ⁺	16.3	25	53.3	-----	0.0	100
	N-NO ₃	2.13	0.0	-----	100	3.2	-----
5vo ciclo bajo condiciones aerobias	DQO _t	247	112	-----	55	23	91
	P-PO ₄	9.6	27.4	185	-----	6.0	38
	N-NH ₄ ⁺	12.2	18.3	50	-----	0.0	100
	N-NO ₃	2.47	0.2	-----	92	7.1	-----
2vo ciclo bajo condiciones aerobias	DQO _t	221	65	-----	70	18	92
	P-PO ₄	5.6	18	221	-----	6.5	0.0
	N-NH ₄ ⁺	8.05	11.92	48	-----	0.0	100
	N-NO ₃	4.24	0.16	-----	96	8.2	-----

Se observa que durante el primer ciclo se obtuvieron excelentes eficiencias de eliminación de nutrientes. Sin embargo, con el paso del tiempo, la EBF decreció hasta llegar a ser nula, pero el proceso de nitrificación no se afectó de forma negativa. Por el contrario, se observa un aumento del 100% de la concentración final de nitratos, con respecto a los valores anteriores a la suspensión de la aireación (Tabla 7.12 y Fig. 7.19 A y B).

7.5.3 Propuesta del comportamiento microbiológico del sistema durante la experimentación.

De acuerdo con los resultados del primer ciclo sin aireación, se observó que durante las primeras 11 h 40 min correspondientes a la fase anaerobia, las BAF consumieron y almacenaron el 43% de la DQOt, para lo cual, emplearon la energía contenida en una cantidad de poli-P igual al 233% de la concentración inicial de $P-PO_4^-$, misma que fue excretada al medio. Pero, durante las siguientes 11 h 40 min, del ciclo de tratamiento, anteriormente correspondientes a la fase aerobia, no se presentó consumo de fosfatos ni tampoco se registró una excreción mayor (Tabla 7.11); por lo que la desaparición de un 35% adicional de la DQOt en esta etapa, no se relaciona con las BAF. Y por otro lado, estos microorganismos, tampoco pudieron metabolizar la MO almacenada ya que en el medio no existía ni OD ni N-ox, para actuar como aceptores de electrones. Por lo cual, las BAF continuaron almacenando dicha MO.

Al iniciarse el siguiente ciclo de tratamiento, el AR entró con el contenido de OD y nitratos particulares del agua empleada (3.8 mg OD./l y 2.6 mg $N-NO_3^-$ /l). Los cuales seguramente fueron consumidos por las BAF para metabolizar una pequeña parte de la MO almacenada en el ciclo anterior. Pero al agotarse estos aceptores de electrones, las BAF que están metabólicamente acostumbradas a responder a los cambios en la concentración de este elemento, reiniciaron el proceso de almacenamiento de MO, pero en una proporción menor ya que todavía contenían una alta concentración de MO almacenada del ciclo anterior. Al no ser oxidada toda esta MO, no hubo producción de energía (ATP) ni se recargaron las reservas de poli-P, por lo que tampoco se observó consumo de fosfatos y su concentración permaneció casi igual en el AR.

En resumen, la oxidación de MO almacenada ocurrió en un porcentaje mínimo, equivalente a la concentración de OD y N-ox que entraron en el AR en cada ciclo y por lo tanto, la capacidad de las BAF para consumir la MO que entró en los subsecuentes ciclos con el AR, disminuyó progresiva y notablemente quedando una gran parte de la DQO en el AR, y por lo tanto, la cantidad de P-

PO_4^- excretado, también disminuyó progresivamente, pasando de 233% a tan sólo 16% al final del tercer ciclo de experimentación.

7.5.4 Comportamiento microbiológico del sistema después de restablecer el periodo de aireación.

Posteriormente, durante las 24 h en aireación, establecidas para que el sistema se recuperara, las BAF metabolizaron parte de la MO almacenada y durante el primer ciclo de tratamiento con una secuencia de condiciones anaerobias/aerobias, la excreción de ortofosfatos durante la etapa anaerobia se restableció pasando de 16% a 71% mientras que la eliminación de DQO pasó de 24% a 60%. Lo cual indicó que las BAF comenzaron nuevamente a consumir MO en fase anaerobia (Tabla 7.12). Sin embargo, al parecer, aún contenían una alta concentración de MO almacenada, por lo cual, al iniciarse la fase aerobia metabolizaron la mayor cantidad posible, y como consecuencia, aumentó notablemente la demanda de las células por ortofosfatos. Dando como resultado la eliminación total del P-PO_4^- disuelto en el agua en tratamiento y, desde luego la recuperación y crecimiento de la población de BAF merced a la abundancia de nutrimentos (Tabla 7.12, 1er ciclo).

7.5.5 Pérdida de la capacidad de eliminación de fósforo del sistema

La alta eficiencia de eliminación de fosfatos duró poco tiempo; el necesario para agotar la MO almacenada en las BAF y a partir de entonces se observó una disminución cada vez mayor del porcentaje de eliminación real de ortofosfatos, hasta llegar a ser igual a cero (Tabla 7.12, 2º y 3er ciclos; Fig. 7.19 A II). No obstante, las BAF no perdieron la capacidad de utilizar el mecanismo de EBF. Toda vez que durante la fase anaerobia, se detectó una excreción de P-PO_4^- promedio del 170%. Y, durante la fase aerobia se presentó consumo de los mismos pero en una cantidad igual, y en ocasiones menor, a la inicialmente excretada (Tabla 7.12, 3er ciclo).

Este fenómeno, se explica por que, una vez que se restablecieron las condiciones aerobias en el SBR, las BAF tuvieron a su disposición una gran cantidad de MO almacenada (PHB), dejando de ser éste un factor limitante por

un corto tiempo. Lo cual, aunado al aumento de la temperatura ambiente que a su vez elevó la temperatura del sistema de 22 a 26°C, estimuló a las bacterias a acelerar su metabolismo y a crecer rápidamente, hasta agotar dicha MO almacenada. Al llegar a este punto, la población dejó de crecer ya que la cantidad de MO fácilmente asimilable que normalmente entraba con el AR y que las BAF tuvieron disponible para almacenar durante la fase anaerobia de cada uno de los siguientes ciclos, fue la misma que tenían antes

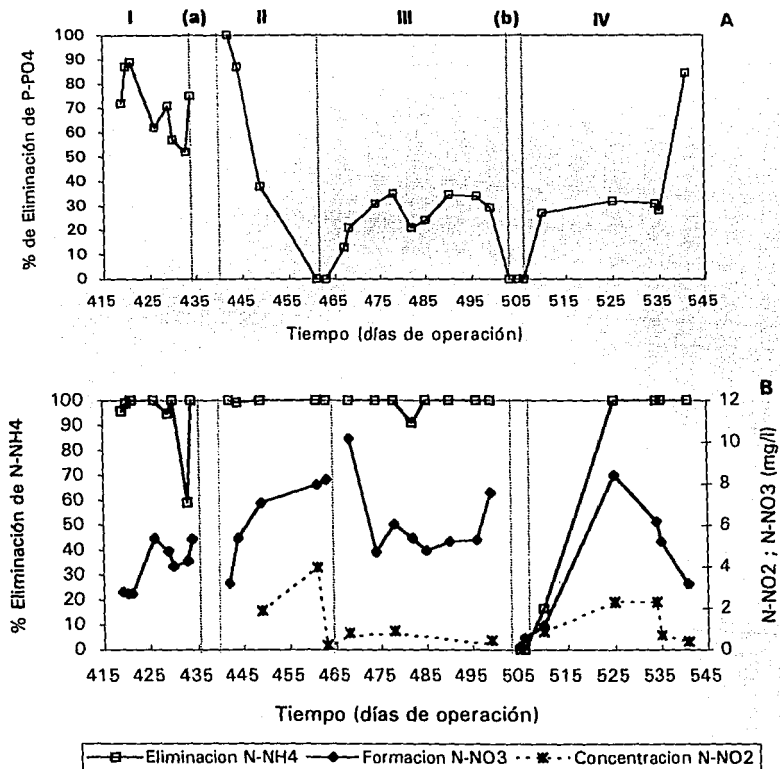


Figura 7.19 Porcentaje de eliminación de fosforos (A) y de nitrógeno (B). I.- funcionamiento óptimo del B-SBR. a.- periodo de experimentación. II.- periodo posterior al restablecimiento de la aireación durante el cual se presentó pérdida de la eficiencia de EBF y aumento en la capacidad de formación de NO_3^- . III.- periodo de reactivación de la EBF. b).- periodo de desprendimiento de la película. IV.- periodo de regeneración de la biopelícula.

un corto tiempo. Lo cual, aunado al aumento de la temperatura ambiente que a su vez elevó la temperatura del sistema de 22 a 26°C, estimuló a las bacterias a acelerar su metabolismo y a crecer rápidamente, hasta agotar dicha MO almacenada. Al llegar a este punto, la población dejó de crecer ya que la cantidad de MO fácilmente asimilable que normalmente entraba con el AR y que las BAF tuvieron disponible para almacenar durante la fase anaerobia de cada uno de los siguientes ciclos, fue la misma que tenían antes

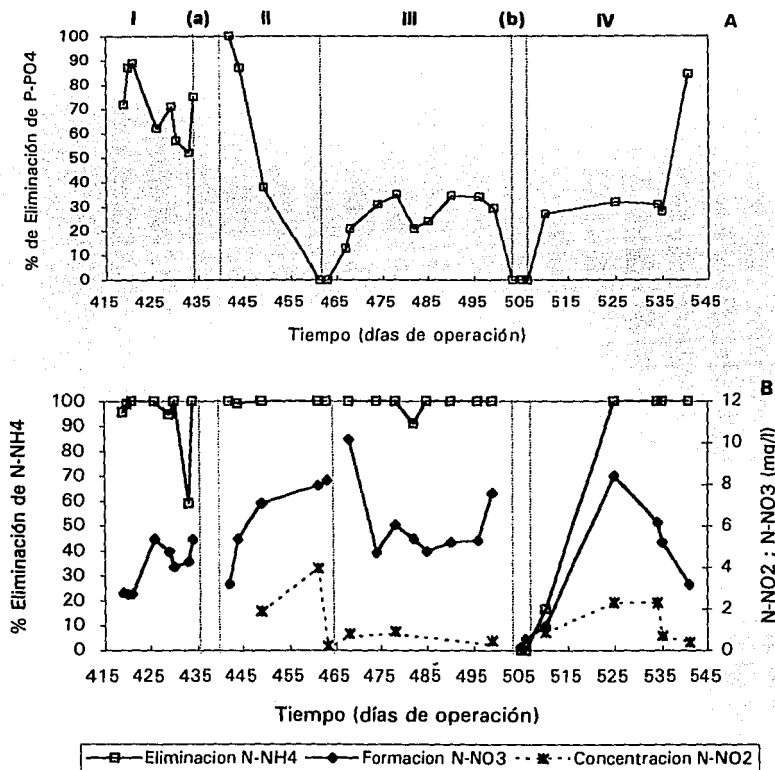


Figura 7.19 Porcentaje de eliminación de fosfatos (A) y de nitrógeno (B). I.- funcionamiento óptimo del B-SBR. a).- periodo de experimentación. II.- periodo posterior al restablecimiento de la aireación durante el cual se presentó pérdida de la eficiencia de EBF y aumento en la capacidad de formación de NO_3^- . III.- periodo de reactivación de la EBF. b).- periodo de desprendimiento de la película. IV.- periodo de regeneración de la biopelícula.

de que la población creciera. Por lo tanto la cantidad disponible proporcional para cada microorganismo disminuyó. Es decir, se encontraron en un estado de "limitación", ante el cual, las BAF se vieron obligadas a disminuir su metabolismo para sobrevivir. Al ocurrir esto, la población dejó de crecer, y el porcentaje de eliminación de fósforo descendió hasta cero ya que, como se sabe, el fósforo en este proceso se elimina junto con los lodos de exceso que se generan por crecimiento de la biopelícula.

Esta explicación, se apoya en el hecho de que durante la fase anaerobia se continuó presentando una excreción de PO_4^- promedio del 170% de la concentración inicial, y durante la fase aerobia una parte similar era consumida. Lo cual indicó que seguía existiendo una población considerable de BAF dentro del sistema, pero al no haber crecimiento, la concentración de ortofosfatos que la biopelícula empleó fue siempre la misma.

En conclusión, la eventual operación del B-SBR en anaerobiosis prolongada, creó un fenómeno en el que se establecieron condiciones marcadas de abundancia/limitación a un nivel diferente al que se presenta normalmente en los sistemas discontinuos a lo largo de un ciclo de tratamiento como consecuencia de la degradación del material orgánico a lo largo del tiempo. Ya que en este caso, la condición de abundancia dentro de las BAF persistió durante todo el periodo de reacción en varios ciclos y la condición de limitación también se presentó desde el inicio de los ciclos posteriores al agotamiento de la MO almacenada.

a) Propuesta sobre la saturación de las BAF.

La pérdida de la capacidad de EBF, probablemente se debió a un desequilibrio entre el notable crecimiento de la biopelícula merced a la abundancia de MO almacenada, y la posterior disminución en la cantidad de MO de fácil asimilación disponible por microorganismo. Es decir, se presentó una condición marcada de abundancia/limitación de materia orgánica.

7.5.6 Efecto de la experimentación sobre la eficiencia de eliminación biológica de nitrógeno

En cuanto al nitrógeno, contrario a lo que se podía esperar, una vez que se restableció la aireación, el proceso de nitrificación se vió favorecido ya que se presentó 100% de eliminación del N-NH_4^+ . Por otra parte, la concentración de nitratos al final del ciclo, mostró una tendencia a aumentar conforme la eficiencia de eliminación de fosfatos disminuyó (Fig. 7.19 B II). Este comportamiento se explica más adelante en el apartado 7.6.1 (Relaciones interespecificas entre las BAF, las BN y las BD).

7.5.7 Reactivación de la EBF después de un periodo de anaerobiosis prolongado

Con base en la propuesta del comportamiento microbiológico de la biopelícula, y con el fin de restablecer y controlar el crecimiento de la población de BAF, para reactivar la eliminación real de ortofosfatos, se decidió aumentar la concentración inicial de MO adicionando una solución alimentadora de melaza, 1 h 15 min después de que se termina de llenar el B-SBR. Es decir, una vez que el OD y los NO_3^- que contiene el agua residual se han eliminado. Esto con el fin de asegurar que sean las BAF bajo condiciones anaerobias, las que aprovechen esta MO (de fácil asimilación), almacenándola para su posterior degradación.

Bajo estas condiciones, el sistema presentó cierta recuperación de la eliminación de ortofosfatos como se puede observar en la figura 7.19 A III. Sin embargo, en la tabla 7.13 que presenta los resultados promedio obtenidos durante esta fase de la investigación, se observa que el porcentaje de eliminación real no llegó ni siquiera al 30%. Probablemente por que el aumento en la concentración inicial de MO no fue suficiente. Sin embargo, en cuanto a la eliminación biológica de nitrógeno, este proceso se continuó favoreciendo, ya que la nitrificación siguió siendo del 100%, pero la concentración final de NO_2^- y NO_3^- disminuyó (Fig. 7.19 B III). Lo cual, sugiere la ocurrencia de un fenómeno de desnitrificación simultánea, como consecuencia del aumento en el grosor de la biopelícula, en la cual seguramente se generaron hacia el fondo microambientes anaerobios en

donde puede ocurrir la desnitrificación. Al respecto Iwai y Kitao (1994) mencionan que en películas aerobias, cuyo factor limitante es el oxígeno, la capa interior adquiere actividad metabólica anaerobia, presentándose procesos de reducción de iones nitrito y nitrato. Este fenómeno, junto con el proceso de asimilación para crecimiento celular, explica por que existe una diferencia de 37% entre la cantidad de nitrógeno inicialmente presente como $N-NH_4^+$ y la cantidad final de nitrógeno presente como óxidos de nitrógeno (Tabla 7.13).

TABLA 7.13 Comportamiento de los contaminantes dentro del B-SBR después de la adición de una solución alimentadora de melaza.

Variable	Influyente	Fin fase anaerobia			Efluente	
	Concentración	Concentración	% Aumento	% Eliminación	Concentración	% Eliminación
DQOt (mg/l)	280 ± 27	105 ± 13	-----	58.5 ± 6.2	40 ± 13	85.5 ± 3.7
P- PO_4^- (mg/l)	8.9 ± 0.7	23.3 ± 2.1	168 ± 23	-----	6.4 ± 0.7	26 ± 6.5
N- NH_4^+ (mg/l)	11.9 ± 2.6	14.1 ± 2.6	18.5 ± 20	-----	0.1 ± 0.5	99 ± 2.7
N- NO_3^- (mg/l)	2.2 ± 0.6	0.2 ± 0.2	-----	89 ± 13	6.1 ± 1.8	-----

Se presentan los valores promedio de 11 corridas ± desviación estándar

7.5.8 Desprendimiento de la biopelícula

Aproximadamente después de dos meses trabajando bajo las condiciones anteriores, ocurrió que una parte importante de la biopelícula se desprendió a manera de grandes trozos de hasta 10 cm de diámetro, los cuales parecían haber perdido la adhesión al material de soporte. El fenómeno de desprendimiento de lodos de exceso es normal en los sistemas de biopelícula, pero no lo es la cantidad de biopelícula desprendida en esta ocasión, ni el tamaño de los trozos ya que generalmente existe un equilibrio entre el grosor de la película, la cantidad de MO asimilable, la tasa de crecimiento de las poblaciones y la tasa de desprendimiento de lodos de manera tal que el lavado de lodos de exceso es un proceso continuo de pequeñas partes de la biopelícula.

Al examinar la biopelícula al microscopio se observó que la parte exterior, es decir, la capa que esta en contacto directo con el agua en tratamiento presentaba una población sana de bacterias de color café verdusco, entre la cual, se presentaban algunos protozoarios ciliados, rotíferos y también anélidos de la especie *Aulophprus furcatus*, los cuales fueron identificados

con las claves para microorganismos de aguas residuales de Streble y Krauter (1982), en las que se reporta que esta especie está relacionada con concentraciones pequeñas de material orgánico en aguas residuales. Pero la parte interna de la biopelícula, que es la que se encuentra directamente adherida al material de soporte, presentaba un color amarillo-blancusco y consistencia entre algodonosa y mucosa pero muy compacta; dando la apariencia de alguna excreción celular muy abundante (Fig. 7.20).

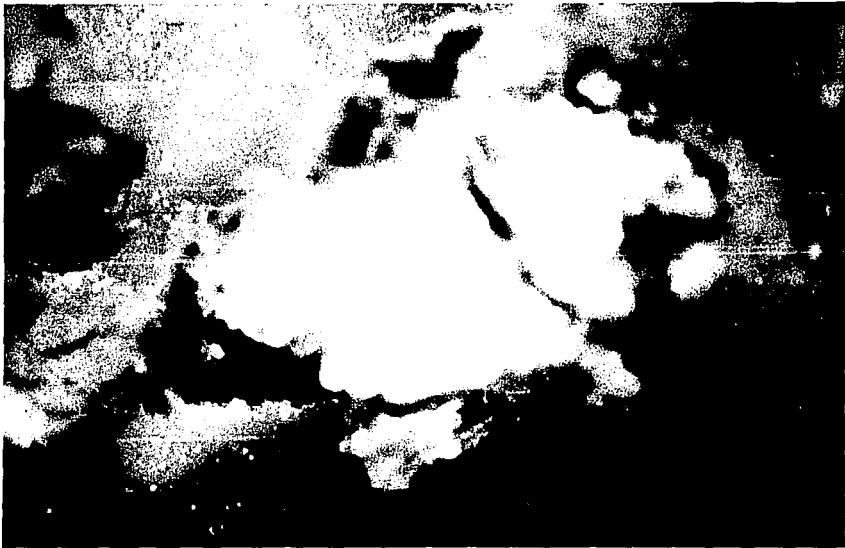


Figura 7.20 Fotografía que muestra la biopelícula desprendida (2.5X escala 1:25). La parte externa presenta poblaciones sanas de microorganismos en color café verdusco y la capa interna se observa de color amarillo blancuzco y consistencia mucosa, constituida por polímeros extracelulares.

Al parecer, el desprendimiento de la biopelícula y la excreción del polímero observados se debe a un efecto negativo sobre las películas biológicas del fenómeno conocido como abundancia/limitación. Al respecto, Rose (1984)

menciona que algunos microorganismos excretan grandes cantidades de polímeros extracelulares cuando son cambiados de un medio de abundancia en nutrientes a uno de limitación. Este fenómeno que se ha utilizado exitosamente como una técnica en sistemas de lodos activados, para inducir floculación. Ha sido reportado por Rubio y Wilderer (1987) como desventajoso para sistemas de biopelícula por aumentar notablemente su espesor y, generar problemas de transferencia de masa.

Con base en esta información, se deduce que el aumento en la concentración de MO no fue suficiente para eliminar el estado de limitación en la capa más profunda de la biopelícula, por lo que a este nivel, los microorganismos continuaron excretando una gran cantidad de polímeros extracelulares mismos que al cubrirlos los aislaron agravando los problemas de transferencia de masa. Al no disponer de nutrientes, estos microorganismos comenzaron a autodigerirse como una estrategia de sobrevivencia, hasta que desaparecieron, interrumpiéndose así, la unión entre el material de soporte y el resto de la biopelícula sana, tal y como se muestra en la fotografía de la figura 7.20.

Como se puede observar en la figura 7.19 A (etapas b y IV) inmediatamente después del desprendimiento de parte de la biopelícula se perdió la capacidad de eliminación real de $P-PO_4^-$. Sin embargo, el comportamiento de EBF no se perdió ya que se continuó presentando cierta excreción en fase anaerobia y un pequeño consumo o recaptura en fase aerobia. Este comportamiento se explica por que una área importante de la película se lavó del reactor pero otra parte permaneció adherida. En esta ocasión, si se perdió el comportamiento típico de EBN ya que no ocurrió nitrificación durante la fase aerobia (Fig. 7.19 B (b y IV)). Lo cual se explica por que en el caso de las bacterias nitrificantes (BN) sus poblaciones al ser estrictamente aerobias se espera que se localicen en la superficie de la biopelícula, la cual resultó ser la más afectada.

Ante el desprendimiento de una parte importante de la biopelícula, se decidió reducir la concentración inicial de ortofosfatos. Toda vez que la población de BAF seguramente se vió muy disminuida. 7 días más tarde, la población de BAF que quedó dentro del sistema alcanzó el nivel de eliminación que anteriormente había, de aproximadamente 27%, aunque la cantidad de

fosfatos eliminada en realidad paso de 2.5 mg P-PO₄⁻¹/l a 1.5 mg/l. Sin embargo, el comportamiento y eliminación real de nitrógeno por método biológico, se restableció hasta después de 22 días, lo cual también es lógico ya que la tasa de duplicación de las BN es mucho menor comparada con la de las BAF. Al respecto, Rusten y Eliassen (1993) y Hang-Sik *et al.* (1993), reportan que empleando un SLA que nitrifica, se necesita un TRC aerobio mayor que 12 d. Y, considerando que bajo las condiciones de operación empleadas en el B-SBR se presentó un TRC aproximado de 11.6 d, entonces sería necesario un periodo de aproximadamente 20 días para restablecer la población de BN.

7.6 Acoplamiento de la EBN a la EBF

7.6.1 Relación de competencia entre las BAF y las BN.

La figura 7.21, presenta información sobre la eficiencia de eliminación de los nutrimentos involucrados en la EBFyN, cuando el B-SBR fue operado bajo diferentes condiciones (inciso 7.5). Es muy evidente que existe un comportamiento inverso entre la eficiencia de eliminación de fosfatos (Fig. 7.21 A) y la formación de nitratos (Fig. 7.21 B). Lo cual, a primera vista nos sugiere una relación de competencia entre las poblaciones de BAF y BN. Sin embargo, el hecho de que el porcentaje de eliminación de N-NH₄⁺ haya permanecido cercano al 100% nos indica que la nitrificación ocurrió con éxito dentro del reactor. Por otra parte, el que la concentración final de N-NO₂⁻ siempre fuese pequeña, prueba que la variación de la concentración final de N-NO₃⁻ no se debe a un bloqueo de la reacción $\text{NO}_2^- \xrightarrow{\text{Nitrobacter}} \text{NO}_3^-$ ya que nunca se observó una acumulación de NO₂⁻. Dicha relación inversa, puede explicarse entonces, pensando en una relación interespecífica en la que los productos de la nitrificación (óxidos de nitrógeno N-ox) fuesen empleados por las BAF como sustrato y, por lo tanto, cuando la eficiencia de eliminación de fosfatos es alta, se obtiene una concentración final de nitratos menor, y viceversa. Al respecto, se sabe que las BAF pueden emplear los N-ox como aceptores de electrones cuando el oxígeno disuelto, está ausente (inciso 2.3). Pero, ¿por que habrían de emplear las BAF N-ox en un medio perfectamente aireado con concentraciones

de OD mayores que 4 mg/l? (ver figuras 7.24 y 7.25) La respuesta es la transferencia de oxígeno, al interior de la biopelícula.

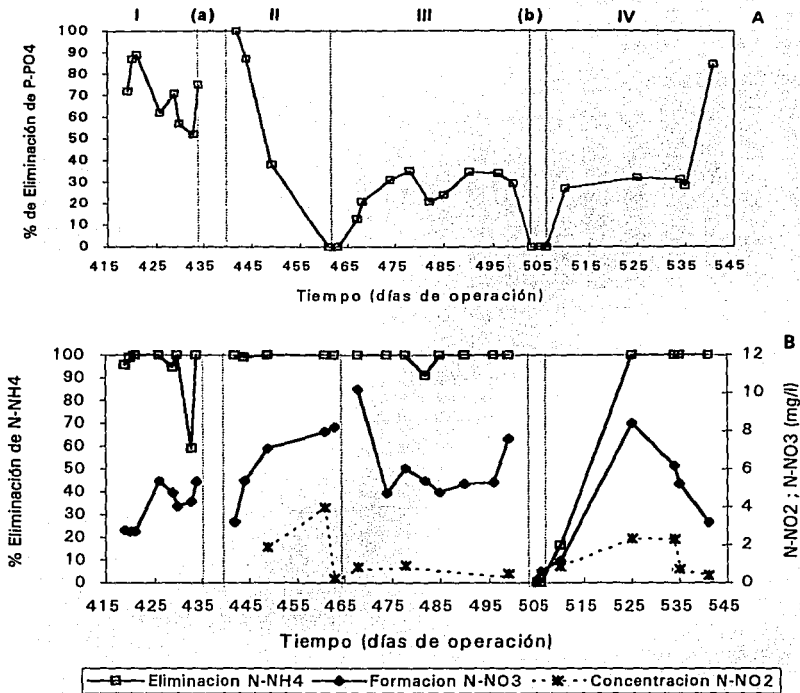


Figura 7.21 Eficiencia de eliminación de $P-PO_4^-$ y de $N-NH_4^+$ y concentración final de N-ox, dentro del B-SBR al trabajar con diferentes condiciones de operación (inciso 7.5).

a) Propuesta sobre el arreglo de las poblaciones y la disponibilidad de OD dentro de la biopelícula

En primer lugar se debe tomar en cuenta que sí existe competencia entre las BN y las BAF por la disponibilidad de OD, el cual es empleado por las primeras como agente oxidante y por las segundas como aceptor de electrones. Este fenómeno

es más evidente en sistemas que emplean biomasa suspendida. Hang-Sik *et al.* (1993), al experimentar en un SBR con biomasa suspendida, reportan haber obtenido una EBF eficiente, la cual desapareció cuando se presentó una eliminación completa de $N-NH_4^+$ (nitrificación completa). Por otra parte, Rusten y Eliassen (1993) al trabajar en un sistema de este tipo, encontraron que cuando se presentaba una excelente eliminación de fósforo, solo se obtenía nitrificación parcial.

Al parecer, en los sistemas de biomasa suspendida, la competencia entre la EBF y la EBN afecta los procesos de nitrificación y consumo de $P-PO_4^-$. Sin embargo, cuando se emplean sistemas con biopelícula B-SBR, no sucede necesariamente así, ya que bajo las circunstancias de la tabla 7.9 (Subcapítulo 7.4), se obtuvo nitrificación completa y hasta 70% de eliminación de fosfatos, presentándose, más bien, una relación inversa entre la concentración final de nitratos y $P-PO_4^-$.

Para explicar este fenómeno, se ha reflexionado sobre cual es el arreglo espacial de las diferentes poblaciones de microorganismos dentro de la biopelícula y sobre el efecto de dicho arreglo en la disponibilidad de OD para cada grupo. Al respecto, Masuda *et al.* (1991), estudiaron la distribución de las poblaciones bacterianas en la biopelícula de un sistema de Biodiscos y, determinaron las tasas de reacción intrínsecas para la oxidación de MO, la oxidación del $N-NH_4^+$ y la desnitrificación en los diferentes estratos de la biopelícula encontrando que:

- a) la densidad de microorganismos aumenta con la profundidad de la biopelícula (Tabla 7.14).
- b) las bacterias heterótrofas (BH) entre las que se encuentran las BAF, las BN y las BD coexisten a través de toda la biopelícula (Fig. 7.22).

TABLA 7.14* Variación de la densidad con la profundidad de la biopelícula

Capa de la película	Espesor de la capa (μm)	Profundidad desde la superficie (μm)	Densidad (mg/cm^3)
Superficial	400	0 ~ 400	37
Media	200	400 ~ 600	98
Profunda	130	600 ~ 730	102

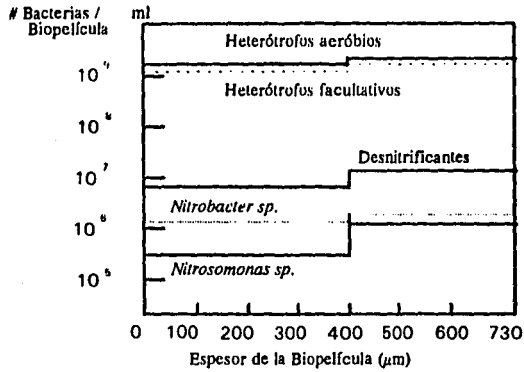


Figura 7.22* Perfil del número de microorganismos de diferentes grupos bacterianos en una biopelícula

Tabla 7.15* Tasas intrínsecas de reacción de reacción de orden cero (d^{-1}) a 26°C

Proceso	Capa superficial	Capa media	Capa profunda
Oxidación orgánica	0.736	0.664	0.598
Nitrificación	0.223	0.193	0.209
Desnitrificación	0.193	0.168	0.209

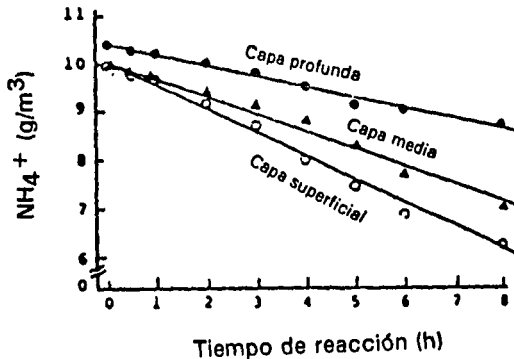


Figura 7.23* Eliminación de la concentración de amonio con respecto al tiempo de reacción

* Figuras tomadas de Masuda S. *et al.* (1991)

Analizando los valores de la tasa de eliminación de NH_4^+ y de la tasa intrínseca de reacción para la oxidación del NH_4^+ calculados por estos autores para cada uno de los tres niveles en que ellos dividen la biopelícula (Fig. 7.23 y Tabla 7.15), se observa que la mayor actividad nitrificante se localiza en la capa más superficial. Por otra parte, en el esquema de la figura 7.22, se aprecia que al sumar la población de *Nitrosomonas* a la de *Nitrobacter* presentes en la capa superficial, su número es mayor que el de las BH aerobias.

Con base en la información anterior, podemos suponer que dentro de la biopelícula del B-SBR, coexisten las poblaciones de BN y BAF. Pero que en la capa superficial predominan las primeras debido a su metabolismo estrictamente aerobio, y que las poblaciones de BAF también son muy importantes en las capas más internas. Entonces, estos microorganismos (BN y BAF más superficiales) están en ventaja ya que son los primeros en disponer del OD para oxidar el NH_4^+ a NO_2^- y luego a NO_3^- y para metabolizar la MO almacenada. Lo cual deja en desventaja a las BAF situadas más hacia adentro de la biopelícula, quienes al no disponer de este nutrimento lo remplazan por los N-ox que producen las BN en la capa superior. Y lo utilizan para comenzar o proseguir metabolizando la materia orgánica que almacenaron en condiciones anaerobias. Bajo estas condiciones, las BAF actúan como bacterias desnitrificantes induciendo la EBN (incisos 3.2, 5.5 y 7.4).

La propuesta anterior, explica el comportamiento observado de los contaminantes a lo largo del ciclo de tratamiento. En la figura 7.24, se aprecia claramente como al iniciarse la aireación dentro del reactor, durante la primera h, la MO que no fue capturada en fase anaerobia es degradada por microorganismos heterótrofos aerobios, entre los cuales se encuentra seguramente una parte de la población de BAF; quienes al emplear el OD no permiten su difusión hacia las capas más internas de la película por lo que las BAF que se encuentran en esta zona prosiguieron excretando ortofosfatos bajo condiciones anaerobias. Es decir, al iniciarse la aireación, el oxígeno que entra a la biopelícula es utilizado principalmente por las BH aerobias. Durante las siguientes 3 horas se observa una recaptura de ortofosfatos; una disminución de N-NH_4^+ y un pequeño aumento de la concentración de N-ox.

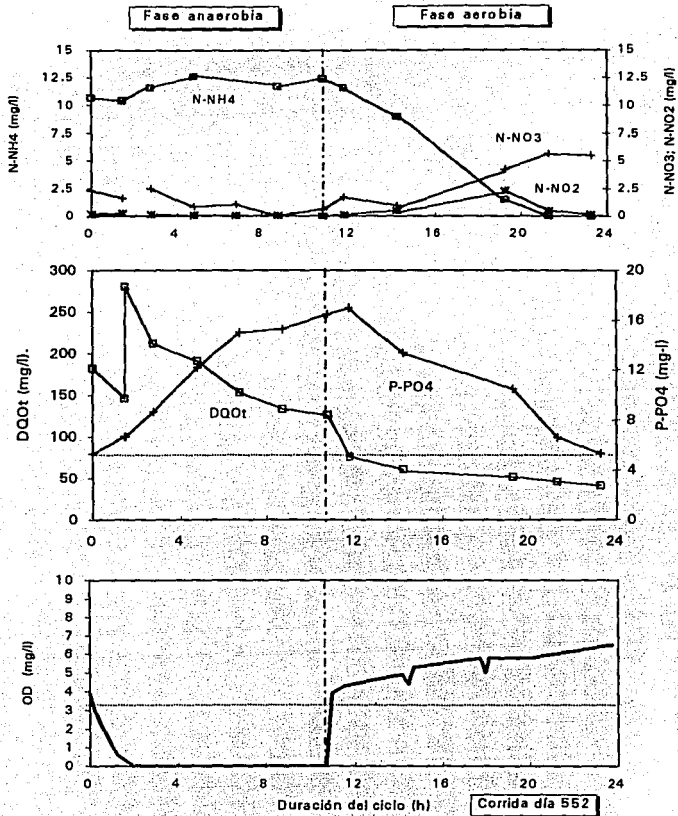


Figura 7.24 Perfil de los contaminantes en una corrida en la que no se obtiene eliminación real de fósforo, al emplear una CO de 4.2 y un ciclo de 24 h

Este comportamiento se explica por que una vez que la DQO biodegradable, contenida en el agua residual, es metabolizada por las BH aerobias, Las BAF comienzan a emplear el OD para metabolizar la MO almacenada (inciso 7.1.3 a). A medida que el OD penetra a las capas más profundas y llega a más BAF la rapidez de recaptura de $P-PO_4^-$ aumenta. En un principio, la eliminación de NH_4^+ se debe principalmente a procesos de asimilación para crecimiento celular y otra pequeña parte al inicio del proceso de nitrificación. Pero a medida que pasa el

tiempo, cada vez más BN se activan y comienzan a emplear el oxígeno, hasta llegar a un punto en que la tasa de eliminación de NH_4^+ es máxima (Fig. 7.24 entre 14 y 19 h). Lo cual afecta la difusión, ya que el OD es empleado por las BN, impidiendo su transferencia a capas más profundas en donde se encuentran muchas BAF. Sin embargo, las BN comienzan a producir una gran cantidad de N-ox parte de los cuales es liberada al medio, por lo cual aumenta su concentración, pero la mayor parte es empleada por las BAF como aceptores de electrones y por lo tanto, la recaptura de P-PO_4^- no se detiene sino que solamente disminuye su velocidad. Al respecto, Kern-Jespersen y Henze (1993) encontraron que la captura de fósforo es más lenta en condiciones anóxicas que aerobias ya que en condiciones anóxicas solamente una parte de las BAF asimilan fósforo (inciso 2.3).

Cuando la mayor parte del N-NH_4^+ ha sido transformada en N-ox el OD puede penetrar nuevamente hasta las BAF de las capas más profundas y entonces se recupera la velocidad de recaptura de fosfatos (Fig. 7.24 entre 19 y 22 h). Ya hacia el final del ciclo, dicha velocidad de captura de fosfatos disminuye nuevamente; quedando en este caso una concentración final de fosfatos igual a la inicial, pero no por falta de OD, ya que como se observa en la figura 7.24 la concentración de OD es mayor a 6.0 mg/l, ni por falta de N-ox; sino más bien por agotamiento de la materia orgánica almacenada.

Trabajando bajo las mismas condiciones de operación el B-SBR, en ocasiones no presentó una eliminación de fosfatos eficiente (como en el caso anterior), y en otras ocasiones sí. Sin embargo, la propuesta planteada, puede explicar ambas situaciones.

En la figura 7.25, se presenta el perfil de los contaminantes para una corrida bajo las mismas condiciones de operación que las de la figura 7.24, en la cual sí se presenta eliminación real de fósforo. En este caso, se observan dos diferencias importantes: a) una concentración inicial de NH_4^+ (5.5 mg/l) casi 2/3 partes menor al promedio normal (15 mg/l) para esa etapa de la investigación y, b) que durante la fase anaerobia las BAF capturan una cantidad mayor de MO, por lo cual, durante la fase aerobia, su requerimiento de aceptores de electrones y, por lo tanto, su consumo de N-ox fue mayor.

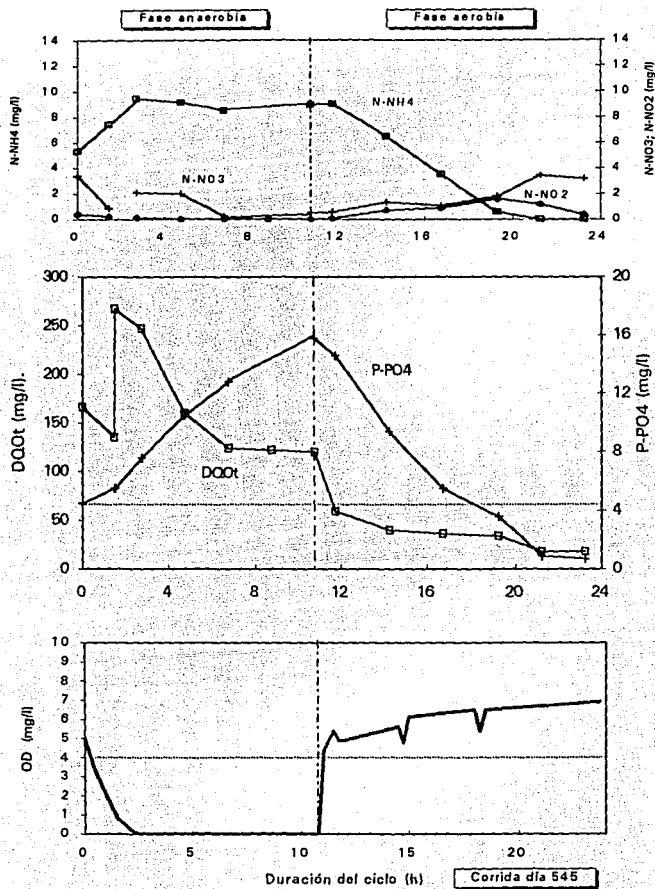


Figura 7.25 Perfil de los contaminantes en una corrida en la que se obtiene una eliminación de fosfatos del 85%, al emplear una CO de 4.0 y un ciclo de 24 h

Al ser menor la cantidad de $N-NH_4^+$ parte del OD pudo difundirse continuamente hasta donde están las BAF por lo cual la velocidad de captura de fosfatos no varió mucho; ya que parte de la población empleó OD y otra parte (más hacia el interior de la biopelícula) empleó los N-ox. Sin embargo, finalmente el aumento en la eficiencia de eliminación de fósforo se debió a una combinación entre la

disminución de la concentración inicial de N-NH_4^+ y el incremento en la cantidad de MO de fácil asimilación almacenada en fase anaerobia (Capítulo 7.7).

Con base en esta información se deduce que debe existir un equilibrio entre las poblaciones de BN y de BAF así como entre las concentraciones iniciales de N-NH_4^+ ; de P-PO_4^- y de MO de fácil asimilación, de manera tal que la nitrificación y la captura de PO_4^- puedan ocurrir simultáneamente.

Al parecer, cuando no se emplea una estrategia de operación adecuada, es más fácil que se presente un desequilibrio en favor de las BN (por su condición autótrofa y por el lugar espacial que ocupan en la biopelícula) que en favor de las BAF.

Con base en estas observaciones, y tomando en cuenta la importancia de que los resultados de esta experimentación sean reproducibles para las aguas residuales de tipo municipal, en las cuales la concentración de N-NH_4^+ generalmente es mucho mayor que 5 mg/l. Se decidió seguir empleando una concentración de $\text{N-NH}_4^+ \geq 15$ mg/l, pero aumentando la duración del ciclo de tratamiento y el tiempo de aireación.

7.6.2 Establecimiento de un ciclo de tratamiento de 36 h con una secuencia de fases anaerobia / aerobia / anóxica / aerobia II

Una vez que las poblaciones de BAF y BN se encontraban establecidas dentro del SBR, y tomando en cuenta las relaciones interespecíficas mencionadas en el capítulo anterior, se estableció la estrategia de operación con cuatro fases; quedando de la siguiente forma: llenado 15 min; fase anaerobia 9 h 45 min; fase aerobia 19 h; fase anóxica 3 h; fase aerobia II 3 h y vaciado 15 min. De esta forma, la relación entre la duración de cada fase fue 1 / 2 / 0.3 / 0.3.

El tiempo estipulado para cada una de las fases, se determinó con base en las siguientes observaciones:

-La duración de la fase anaerobia permaneció casi igual, puesto que gráficamente se observó que después de cierto tiempo, las BAF ya no almacenan más MO

-Se aumentó la duración de la fase aerobia para asegurar que las BAF emplearan la MO almacenada en fase anaerobia y para evitar que la competencia entre BN y BAF por el oxígeno afectara el proceso de eliminación biológica de alguno de estos contaminantes.

-El tiempo de duración de la fase anóxica fue corto debido a que se observó que el proceso de desnitrificación comienza a efectuarse durante la fase aerobia por lo que la cantidad de óxidos de nitrógeno que se debían reducir a N_2 (en esta etapa) era menor.

-La duración de la fase aerobia II también fue corta, ya que al no haber MO que almacenar, se esperó que la cantidad de fosfatos excretados fuera pequeña.

-Para cumplir con las demandas anteriores la duración del ciclo de tratamiento se aumentó a 36 h.

a) Comportamiento de los contaminantes (MO, P y N) en cada una de las fases del ciclo de tratamiento

Los resultados obtenidos, bajo estas condiciones de operación, para cada fase del ciclo de depuración se presentan a continuación y se ilustran en la figura 7.26.

Fase Anaerobia (9h 45 min)

- consumo del 67% de la DQOt
- excreción de $P-PO_4^-$ cercana al 300% de la concentración inicial
- ligero aumento de la concentración de $N-NH_4^+$ por procesos de amonificación y reducción de óxidos de nitrógeno
- eliminación de NO_3^- por procesos de reducción asimilatoria.

Fase Aerobia (19 h)

- consumo de un 21% adicional de la DQOt, para llegar a un total de eliminación del 88%
- consumo de $P-PO_4^-$ igual al 377% de la concentración inicial, lo cual representa una eliminación real del 83%
- nitrificación del 96% del $N-NH_4^+$
- eliminación biológica efectiva, del 67% del N inicialmente presente como NH_4^+ , por desnitrificación simultánea

Fase Anóxica (3 h) - excreción poco significativa de $P-PO_4^-$ (0.6 mg/l)
 - ligero aumento de la DQOt
 - ligero aumento del $N-NH_4^+$
 - desnitrificación de los óxidos de nitrógeno. EBN del 78%

Fase Aerobia II (3 h) - oxidación completa del $N-NH_4^+$ a NO_2^- y NO_3^-
 - reconsumo del $P-PO_4^-$ (0.5 mg/l) excretado en fase anóxica
 - disminución ligera de la DQOt
 - EBF final del 83%; EBN final del 83% y eliminación final de DQOt del 88%

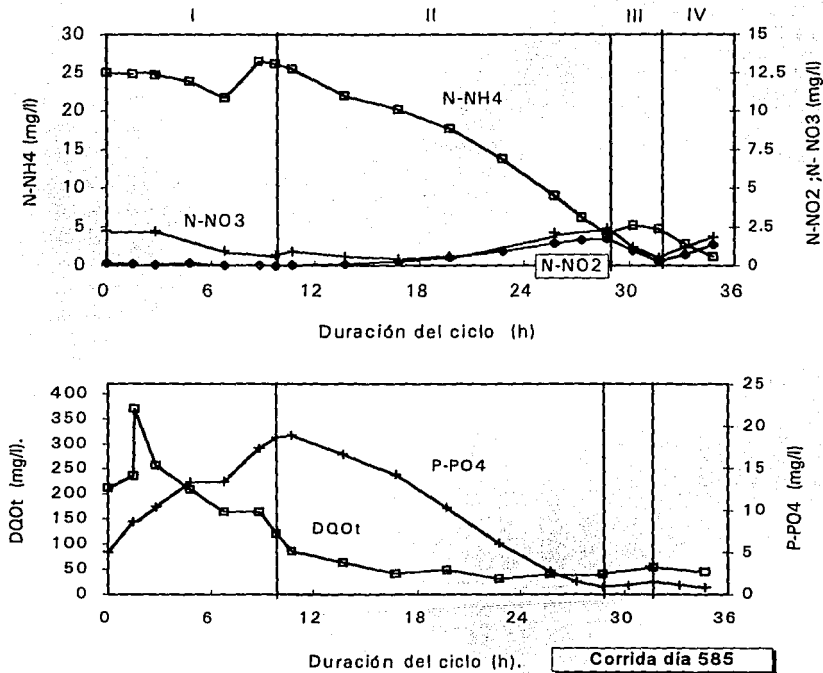


Figura 7.26. Perfil de los contaminantes dentro del B-SBR, al emplear las condiciones de operación de la tabla 7.16. (I) anaerobia; (II) aerobia; (III) anóxica; (IV) aerobia

Con los resultados anteriores, se comprobó que la estrategia de operación propuesta al inicio de la investigación, fue adecuada para obtener eliminación

eficiente de fósforo y nitrógeno en un B-SBR. En la tabla 7.16, se aprecia el porcentaje de eliminación promedio del sistema bajo estas condiciones de operación.

TABLA 7.16 Comportamiento de los contaminantes dentro del B-SBR, al emplear un período de reacción de 4 fases.

	Relación Ana/Aer/Anóx/Aer = 1 / 2 / .3 / .3				Ciclo 36 h	Corridas (3)	CO = 3.2 g DQO/m ² ·d
	Influyente	F.F. Anacrob.	F.F. Aerob.	F.F. Anóxica			
DQOt (mg/l)	365 ± 5	118 ± 3.5	37 ± 3	50 ± 3.5	40 ± 4	89% ± 1.1%	
P-PO ₄ ⁻ (mg/l)	4.6 ± 0.8	15.7 ± 3	0.9 ± 0.0	1.2 ± 0.3	1.15 ± 0.0	75% ± 14.8%	
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	25 ± 0.1	26.1 ± 0.2	1.5 ± 1.8	2.4 ± 1.6	0.4 ± 0.4	98.5% ± 1.7%	
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	2.2 ± 0.1	0.3 ± 0.3	4.0 ± 1.6	0.75 ± 0.2	0.95 ± 0.85		
N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	0.2 ± 0.1	0.0 ± 0.0	2.5 ± 0.8	0.73 ± 0.4	0.97 ± 0.4	87.3% ± 10.1%*	

Se presentan los valores promedio de 3 corridas ± desviación estándar

* Corresponde al porcentaje de eliminación de los N-ox (N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻) respecto de la concentración inicial de N-NH₄⁺

b) Efecto de emplear una CO menor que 3 g DQOt/m²·d sobre la EBFyN

Se observó que empleando la misma estrategia de operación pero con una CO de 2.4 gDQOt/m²·d, la eficiencia de eliminación de fosfatos disminuyó hasta cero, tal y como se muestra en el perfil de los contaminantes de la figura 7.27. Como se puede observar en esta gráfica la concentración inicial de MO fue un 40% menor comparada con las concentraciones que se venían manejando. Esto desde luego repercutió en un descenso de la cantidad de MO almacenada como PHB por microorganismo. Lo cual, disminuyó el metabolismo de las BAF, requiriéndose por tanto una cantidad mucho menor fosfatos y de aceptores finales de electrones (N-ox); acumulándose por lo tanto, ambos contaminantes en el agua en tratamiento.

Sin embargo, este comportamiento, no afectó el proceso de desnitrificación pues durante la fase anóxica el 80% de los nitratos fue reducido por bacterias desnitrificantes diferentes a las BAF. Por otra parte, la concentración de N-NH₄⁺ no volvió a aumentar, lo cual indicó que la reducción de los N-ox se dirigió hacia la formación de N₂ el cual se eliminó del sistema como gas.

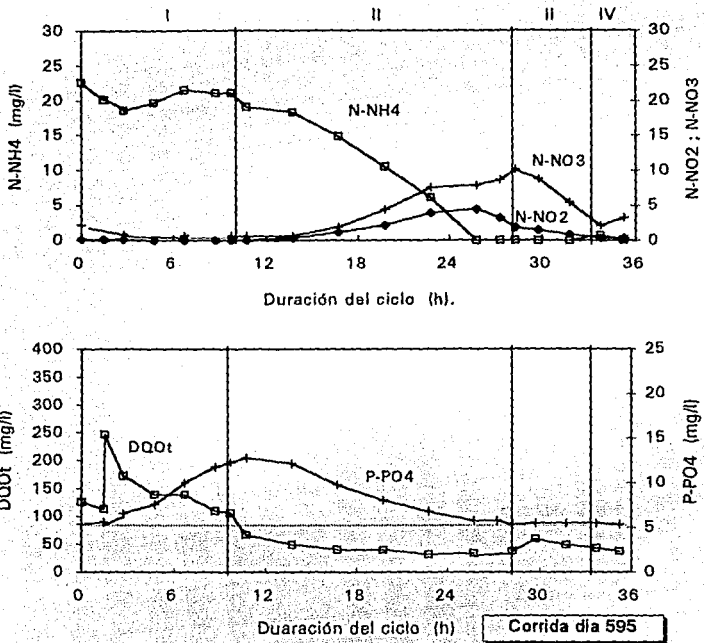


Figura 7.27 Perfil de los contaminantes dentro del B-SBR, al emplear una CO de 2.4 gDQOt/m²·d.

7.6.3 Variaciones en la relación MO almacenada / P-PO₄^{-e} excretado, durante la fase anaerobia

Buscando optimar la eficiencia de EBFyN dentro del B-SBR, al analizar los resultados a lo largo de toda la investigación, se observó una variación importante entre el inicio y el final de la fase anaerobia de la relación: MO eliminada del medio ó almacenada por las BAF y la cantidad de ortofosfatos excretados (MOa / P-PO₄^{-e}). Por ejemplo, analizando el perfil de los contaminantes durante la corrida del día 499 (Fig. 7.28 A), se aprecia que durante las primeras 6 h bajo condiciones anaerobias (aproximadamente 1 h después de iniciado el ciclo) se eliminan 96 mg de DQOt/l y se excretan 6.9 mg

$P-PO_4^{-1}$; lo cual da un valor de la relación $MOa/P-PO_4^{-e} = 13.91$. Mientras que durante las siguientes 4.5 h tan solo se eliminan 15 mg DQOt/l y sin embargo se

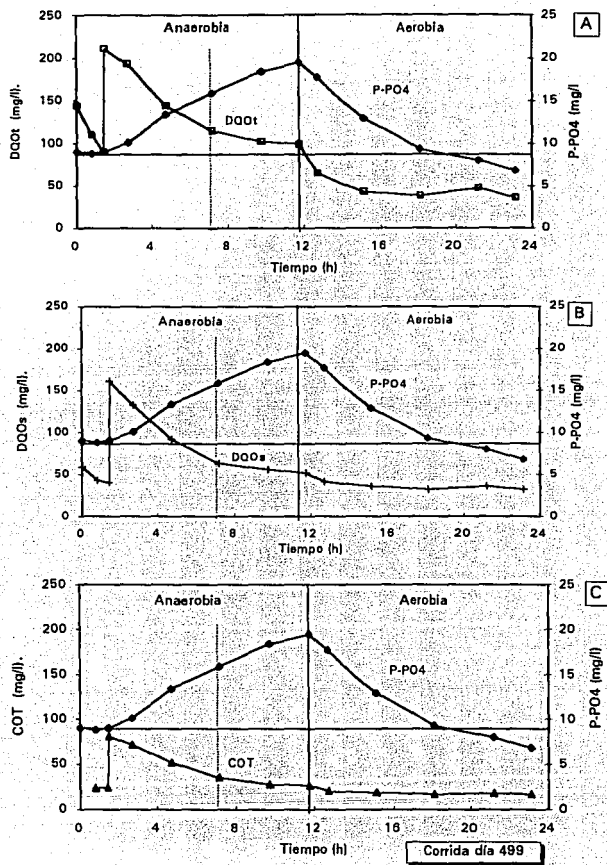


Figura 7.28 Perfil de la MO y de fosfatos a durante una corrida con ciclo de 24 h, en la cual se observa el cambio en la relación $MOa/P-PO_4^{-e}$, a lo largo de la fase anaerobia

liberan 3.6 mg $P-PO_4^{-1}$ /l. Es decir, el valor de la relación desciende a 4.16. Lo cual significa que por cada mgDQOt/l almacenado durante las últimas 4.5 h de la fase anaerobia, se libera una cantidad de fosfatos tres veces mayor que la

cantidad de fosfatos que se liberan para almacenar un mg DQOt/l durante las primeras 6 h de la fase anaerobia. Este cambio implica una acumulación de fosfatos tal, que en ocasiones excede los requerimientos de las BAF para la generación de energía. Ya que como se sabe, la cantidad de ortofosfatos que se consumen en fase aerobia depende de la cantidad de MO almacenada en fase anaerobia. Por lo tanto si la cantidad de fosfatos que se excreta por cada mg de MO aumenta, evidentemente disminuye la eficiencia de eliminación de fósforo e incluso puede llegar a generar una concentración final de fosfatos mayor a la concentración inicial.

a) Importancia de la MO de fácil asimilación

Como se puede ver en la figura 7.28, el mismo comportamiento que se presenta para la DQOt se presenta para la DQOs y para el COT (gráficas A, B y C respectivamente). En el caso de la DQOs, durante las primeras 6 h, también se eliminaron 96 mg /l. Al igual que los 96 mg de DQOt eliminados durante el mismo periodo. Lo cual quiere decir que inicialmente, los microorganismos eliminan únicamente MO disuelta o de fácil asimilación. Es decir, únicamente aquellos compuestos orgánicos que pueden ser almacenados y posteriormente incorporados al metabolismo de las BAF como son: la glucosa, la peptona, el acetato y otros ácidos grasos volátiles (AGV) de cadena corta. Todos estos compuestos se encuentran disueltos en el agua residual y están mejor representados por la DQOs y COT. Pero, durante las siguientes 4.5 h, los microorganismos comenzaron a degradar una pequeña parte de la MO no disuelta que esta representada por la DQOt, ya que la cantidad de DQOt que se elimina (15 mg/l), durante la etapa final de la fase anaerobia, es un poco mayor que la DQOs que se elimina (9 mg/l).

Con respecto al aumento de la excreción de fosfatos al final de la fase anaerobia, Fuhs y Chen (1975) encontraron que cuando se burbujea CO_2 o existe un valor de pH ácido, se presenta una importante excreción de fosfatos sin relación alguna con el almacenamiento de MO, por lo cual no se recapturan durante la fase aerobia para la producción de energía. Randall W.C. *et al.* (1992) mencionan que otros autores han observado una excreción de fosfatos de este tipo en la segunda zona anóxica del proceso Bardenpho (inciso 4.2.3); a la cual llaman excreción secundaria. Posteriormente, se observó que al operar la zona

anaerobia con una cama de lodos de flujo ascendente, se presentó tanto excreción secundaria como excreción primaria, es decir, aquella relacionada con la captura de MO, y que cuando la excreción secundaria predominaba, no existía suficiente PHB almacenado en las BAF para consumir todos los ortofosfatos excretados.

Con base en las observaciones anteriores, la causa de la variación en la relación $MO_a/P-PO_4^{-e}$, podría ser la ocurrencia del fenómeno de excreción secundaria. Pero otra posibilidad se refiere a la siguiente propuesta: una vez que las BAF almacenan toda la MO de fácil asimilación, necesitan invertir una energía mayor, proveniente de sus enlaces de poli-P, para efectuar procesos de hidrólisis y/o fermentación sobre la MO no disuelta (o de más difícil asimilación), la cual al irse desdoblando se transforma en compuestos de fácil asimilación y entonces el proceso de consumo y almacén continúa pero de una forma más lenta y con un mayor gasto de energía. Por lo cual la excreción de fosfatos por cada mg MO_a aumenta hasta 300%. Observándose entonces una eliminación de DQOs muy pequeña y un considerable aumento de fosfatos liberados.

Esta propuesta se basa sobre todo en el hecho de que sí se observa una pequeña eliminación de sustrato durante el final de la fase anaerobia mientras que según Gerber *et al.* (1986), la excreción secundaria se presenta en ausencia de MO.

Una tercer alternativa es que el aumento en la cantidad de fosfatos excretados sea una combinación de ambos fenómenos: la excreción secundaria y un aumento del gasto de energía para almacenar MO de más difícil asimilación.

Independientemente de la causa, este fenómeno se puede observar en los perfiles de muchas corridas a lo largo de toda la investigación incluyendo las correspondientes a las figuras 7.26 y 7.27. Y en todos esos casos, presenta un efecto negativo sobre la eficiencia de eliminación de fosfato.

Tomando en cuenta estas observaciones, se pensó en establecer una duración de la fase anaerobia, con el tiempo exacto para permitir que las BAF capturen únicamente la MO de fácil asimilación. Con la finalidad de prevenir una excreción de fosfatos no relacionada con la captura de MO. Por lo que se redujo la

duración de la fase anaerobia a 6 h, con la expectativa de mejorar la eficiencia de eliminación de fosfatos.

7.6.4 Reactivación de la eficiencia de EBF y optimización de la EBN

a) Reducción de fase anaerobia para permitir solamente el almacenamiento de la MO de fácil asimilación

Al ajustar la duración de la fase anaerobia a 6h, y mantener el valor de la CO cercano a 3.2 mg DQOt/m² d, se reactivó la EBF tal y como se muestra en la fig. 7.29.

Estos resultados concuerdan con los reportados por Randall *et al.* (1994), quienes mencionan que reduciendo la fase anaerobia en un sistema de biomasa suspendida de 3 h a 2h y posteriormente a una h, mejoró la eficiencia de la planta notablemente, concluyendo además, que al parecer, esta estrategia de operación es especialmente importante en plantas que tratan efluentes con concentraciones bajas de contaminantes para prevenir procesos de fermentación y de excreción secundaria.

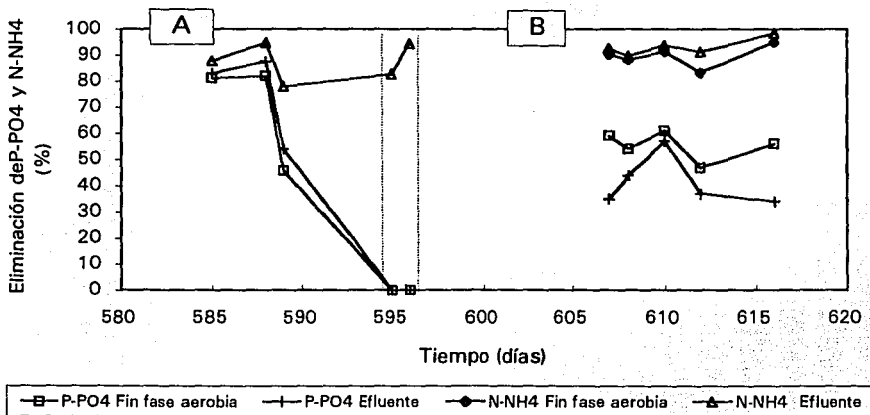


Figura 7.29 Eficiencia de eliminación de P-PO₄⁻ y del N-NH₄⁺. A) eliminación al emplear una relación Ana/Aer I/Anóx/Aer II = 1/2/0.3/0.3. B) eliminación al reducir la duración de la fase anaerobia (de 11 h 40 min a 6.5 h)

Otra opción importante para mejorar la eficiencia de eliminación, en este tipo de sistemas, es la estrategia de prefermentación. Durante la cual se induce, en un paso previo a la EBF, la hidrólisis y fermentación de la DQO biodegradable para producir MO de fácil asimilación. Al respecto, Hang-Sik *et al.* (1993) reportan que al agregar AGV al influente de un SBR, la eficiencia de eliminación de DQO y de fósforo aumentan hasta 98% y 85% respectivamente.

Durante este periodo de la investigación, en el que se redujo la duración de la fase anaerobia, el sistema trabajó con los parámetros de operación que se muestran en la tabla 7.17. En la cual, también se resumen las eficiencias de eliminación obtenidas.

TABLA 7.17 Comportamiento y capacidad de eliminación de contaminantes dentro del B-SBR, al reducir la duración de la fase anaerobia de casi 12h a 6 h.

C.O. = 3.24±0.18		CICLO 36 h				# Corridas (6)			
Relación Anaerobia / Aerobia / Anóxica / Aerobia II ⇒ ⇒ 1.0 / 4.0 / 0.6 / 0.1									
	Influente	Fin Fase Anaerobia		Fin Fase Aerobia		Anóxica	Fin Fase Aerobia II		
		% Aumento	% Eliminación	% Eliminación		% Eliminación			
DQOt (mg/l)	324 ± 17	184 ± 20	—	43.4 ± 4.5	38 ± 4.8	82.2 ± 2.0	46 ± 16	41 ± 6.4	87.2 ± 2.4
P-PO ₄ ⁻ (mg/l)	7.62 ± 0.45	17.4 ± 2.5	127.2 ± 24.6	—	3.38 ± 0.3	55.4 ± 4.8	4.7 ± 0.65	4.48 ± 0.79	41.4 ± 8.5
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	18.0 ± 3.6	18.4 ± 3.5	2.5 ± 2.5	—	0.0 ± 0.0	100 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	100 ± 0.0
N-NO ₃ ⁻ (mg/l)	2.22 ± 1.5	1.46 ± 0.48	—	—	1.68 ± 0.4	—	0.65 ± 0.3	1.0 ± 0.48	—
N-NO ₂ ⁻ (mg/l)	0.48 ± 0.71	0.0 ± 0.0	—	99.8 ± 4	0.11 ± 0.11	89.7 ± 3.8*	0.01 ± 0.01	0.21 ± 0.23	93.4 ± 3.8*

Se presentan los valores promedio de 6 corridas ± desviación estándar

* Corresponde al porcentaje de eliminación de los N-ox (N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻) respecto de la concentración inicial de N-NH₄⁺

b) Comportamiento de eliminación de M.O. y fósforo

En la figura 7.30, se presenta el perfil típico del comportamiento de los contaminantes bajo las nuevas condiciones de operación de la tabla 7.17.

Es evidente que tanto la rapidez de eliminación de DQOt como la de excreción de fosfatos permanecieron más o menos constantes durante la fase anaerobia. En promedio, para el periodo de la tabla 7.17, se eliminaron 139.8 ± 13.8 mgDQOt/l y se excretaron 8.3 ± 1.1 mg P-PO₄⁻/l, lo cual dio un valor promedio para la relación MOa/P-PO₄⁻e, de 17.17 ± 3.3. Es decir que por cada miligramo

de $P-PO_4^{-}/l$ excretado, se capturan aproximadamente 17 mg/l de MO, medida como DQOt. Con lo cual se aseguró que durante la fase aerobia las BAF contasen con la cantidad suficiente de MO almacenada, para que todos los fosfatos excretados más una gran parte de los inicialmente presentes fuesen consumidos para formar ATP y recargar las reservas de poli-P.

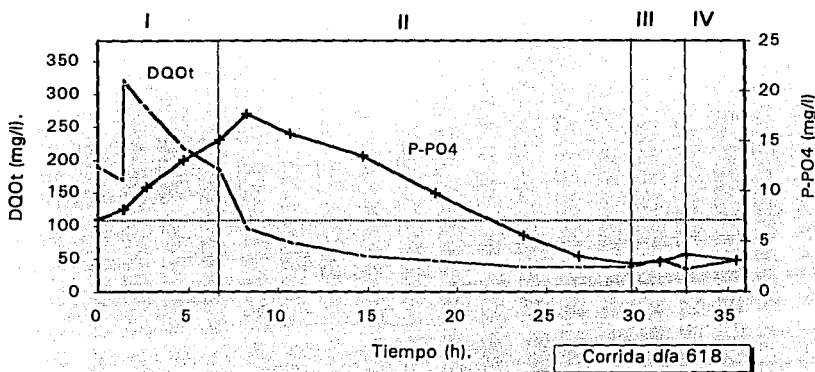


Figura 7.30 Perfil típico de los contaminantes a lo largo de un ciclo de tratamiento, bajo las condiciones de operación de la tabla 7.17

Al iniciarse la aireación, el resto de la DQO biodegradable es eliminada por BH aerobias. Pero se presenta una pequeña excreción de fosfatos relacionada tal vez con el tiempo que tardan las BAF de las capas más profundas en disponer de algún aceptor de electrones (OD y/o N-ox). Otra posibilidad es que dicha excreción sea un reflejo de los microorganismos que estaban acostumbrados a una fase anaerobia mas larga. No obstante, al final de la primer fase aerobia se obtiene una eficiencia de eliminación de fósforo del 55% (Fig. 7.29 B y 7.30 II). Posteriormente, durante la fase anóxica, se registra una pequeña excreción de fósforo, relacionados con la adición de una pequeña cantidad de MO y finalmente durante la fase aerobia II se reanuda el consumo de $P-PO_4^{-}$ siendo la eficiencia promedio de eliminación del $41.4 \% \pm 8.5\%$ mientras que la eficiencia de eliminación de DQO es del $87.2\% \pm 2.4\%$ (Tabla 7.17).

c) *Comportamiento de eliminación del nitrógeno*

Al disminuir la duración de la fase anaerobia y aumentar la duración de la fase aerobia I, no solo mejoró la eficiencia de eliminación de fosfatos, sino que se favoreció el proceso de EBN. En la figura 7.31, se observa que durante la fase aerobia I, se obtiene una eliminación del 100% del N-NH_4^+ (nitrificación completa). Sin embargo, de los 20 mg N-NH_4^+ presentes al final de la fase anaerobia, la máxima concentración que se llega a detectar en el medio en forma de N-ox, al final de la fase aerobia, es de tan solo 3.5 mg/l ($2.7 \text{ mg NO}_3^- + 1 \text{ NO}_2^-$) lo cual evidencia un marcado proceso de nitrificación y desnitrificación simultáneas; durante el cual parte de las BAF emplean los N-ox como aceptores de electrones durante la metabolización de la MO almacenada y solamente una pequeña porción es liberada al medio (inciso 7.5).

d) *Nitrificación y desnitrificación completa durante fase aerobia*

En la figura 7.31 II, se aprecia como después de que todo el N-NH_4^+ ha sido oxidado a N-NO_3^- y que por lo tanto este nutrimento deja de formarse en el interior de la biopelícula (aproximadamente a las 22 h), entonces las BAF que emplean N-ox comienzan a utilizar el poco que fue excretado con anterioridad. Por lo cual se aprecia una disminución en su concentración alcanzándose una eficiencia de EBN de $89.7\% \pm 3.8\%$ antes de comenzar la fase anóxica.

El hecho de que los N-ox sean asimilados y preferidos por las BAF en un medio con una alta concentración de OD el cual tiene la capacidad de penetrar a través de la biopelícula puesto que al ser oxidado todo el N-NH_4^+ las BN no lo utilizan más permitiendo su libre paso, nos indica que dentro de la biopelícula existe una población de BAF que únicamente emplea N-ox como aceptores de electrones o, que al menos prefieren emplearlos en vez de OD cuando ambos se encuentran presentes. Esta observación, concuerda con el descubrimiento de Kern-Jespersen y Henze (1993) quienes reportan que bajo condiciones anóxicas solo ciertos microorganismos efectúan recaptura de fosfatos (inciso 2.3).

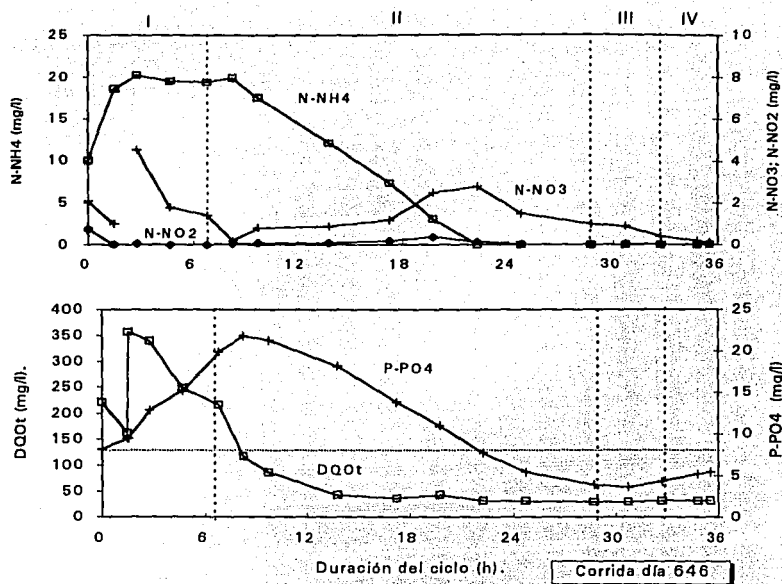


Figura 7.31 Proceso simultáneo de nitrificación y desnitrificación completa.

Posteriormente, durante la fase anóxica, la desnitrificación se completa pero ya no asociada a las BAF ya que el consumo de fosfatos se detiene. Al final de esta fase, la eficiencia de eliminación de $N-NH_4^+$; $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$ es del 96.3% y finalmente durante el segundo periodo de aireación, la eficiencia de eliminación biológica de nitrógeno disminuye a $93.2\% \pm 3.0\%$ como consecuencia de la formación de una muy pequeña cantidad de N-ox.

8 CONSIDERACIONES FINALES

Con base en el comportamiento que presentó el sistema B-SBR, bajo las diferentes formas de operación experimentadas y analizadas, se pueden hacer las siguientes consideraciones y recomendaciones de forma integrada.

8.1 Sobre el efecto de la carga orgánica en la EBF

La activación de la estrategia de EBF se obtuvo al disminuir la CO y utilizar un valor de $5 \text{ gDQO/m}^2 \cdot \text{d}$; ya que bajo esta condición la mayor parte de la

MO (entre 50 y 70%) fue eliminada durante la fase anaerobia, presentándose además una ligera excreción de fosfatos, que evidencia el comportamiento típico de la estrategia de EBF.

Se encontró que al emplear valores de CO mayores que 5 g DQO/m²·d la eficiencia de eliminación de MO en fase anaerobia se redujo quedando una gran cantidad de ésta disponible al inicio de la fase aerobia, la que al parecer fue degradada por las bacterias heterótrofas (BH) aerobias sin necesidad de activar la estrategia de EBF, y por lo tanto, no se presentó excreción ni eliminación de fosfatos, a pesar de que el sistema fue sometido a una secuencia anaerobia/aerobia; tal y como se reporta en la bibliografía.

Con base en estos resultados se puede decir que, contrario a lo que la mayoría de los autores reportan, el estado de estrés que necesitan ciertas BH aerobias para activar la EBF, no está dado únicamente por el establecimiento de una secuencia de fases anaerobia/aerobia u óxica. Sino, más bien por la falta de MO de fácil asimilación disponible en el agua en tratamiento durante ésta última etapa; ya que solamente bajo estas circunstancias de limitación, se inicia un proceso de competencia entre las BF y las BH aerobias por el sustrato (MO). Durante el cual, las segundas, activan el mecanismo de EBF que poseen, como una alternativa de sobrevivencia para asegurar su permanencia dentro del sistema. Por lo que la alternancia de fases es una condición necesaria pero no el factor determinante que activa la EBF.

Por otra parte, se observó que al iniciarse de la fase aerobia, la MO que primero se degradó fue aquella que aún estaba contenida en el agua residual y sólo cuando ésta se agotó, se comenzó a degradar la MO almacenada (PHB) dentro de las BAF. Por lo cual la fase aerobia debe ser lo suficientemente larga para permitir la degradación de ambas.

Si bien se encontró que un valor de CO de 5 gDQO/m²·d y de 16 para la relación DQO_t/P-PO₄⁻ fueron adecuados para activar y generalizar la estrategia de EBF; no fue sino hasta que la CO se descendió a un valor de 3.1 ± 0.4 g DQO_t/m²·d y un TRH de 24 h, que se obtuvo eliminación real

de fósforo dentro del B-SBR. Ya que, bajo estas condiciones las BAF presentaron un máximo consumo de MO en fase anaerobia y por lo tanto, también emplearon una cantidad mayor del fosfato presente en el agua residual en tratamiento.

Sin embargo, al descender la CO a valores aún menores (cerca de 2 g DQO/m²·d), se presentó una disminución de la eficiencia de EBF. Toda vez que la cantidad de MO disponible para cada microorganismo se redujo, lo cual, se reflejó en una desaceleración de su metabolismo y, en una disminución de la tasa de crecimiento por debajo de un punto de equilibrio.

Tomando en cuenta que la CO involucra los conceptos de: densidad de microorganismos, TRH y concentración de contaminantes (ó nutrientes); cuando la CO varía, el TRC se modifica de la siguiente forma:

A mayor CO, menor TRC y viceversa. Es decir, cuando la CO es alta, el crecimiento de los microorganismos no está limitado por la disponibilidad de MO, lo cual implica un crecimiento de tipo exponencial con una generación mayor de lodos de exceso y por lo tanto un menor TRC. Esta velocidad de recambio de la biopelícula impide el establecimiento de microorganismos con tiempos largos de duplicación como es el caso de las BN y las BAF. Sin embargo, un TRC demasiado largo, relacionado con una CO baja, disminuye a su vez la eficiencia de eliminación; ya que como se sabe, los fosfatos se eliminan del sistema a través de los lodos de exceso. Por lo cual es muy importante encontrar un punto de equilibrio entre la CO y el TRC con el fin de mantener altas eficiencias de eliminación de fosfato.

8.2 Sobre las condiciones de operación óptimas para obtener nitrificación completa

Mientras la duración de la fase aerobia fue tan corta como 2.5 h, el proceso de nitrificación no se presentó dentro del B-SBR, independientemente del valor de la CO y de la concentración inicial de N-NH₄⁺, pero al aumentar la duración de la fase aerobia a 5 h 40 min, el sistema comenzó a efectuar una nitrificación parcial (se eliminó cerca del 30% de la concentración inicial de N-NH₄⁺). Y al utilizar una fase aerobia de 11 h 40 min, (con una CO de 3.1 g DQO/m²·d) y por lo tanto un TRC aerobio mayor, estimado en

15.9 d, se obtuvo nitrificación completa eliminándose el $98 \pm 2\%$ del N-NH_4^+ .

Contrario a lo observado en laboratorio y reportado por González-Martínez y Wilderer (1991); en este caso, la combinación "CO bajas y un TRH aerobio lo suficientemente largo", para permitir que las BAF degraden todo el PHB almacenado, fueron puntos clave para obtener una eliminación biológica de fósforo eficiente y una nitrificación completa. Este último paso, estratégico para alcanzar una alta eficiencia de EBN.

8.3 Sobre el efecto producido por un periodo de anaerobiosis prolongado

Al experimentar sometiendo el sistema, a un periodo de 3 ciclos de tratamiento con condiciones de reacción únicamente anaerobias, se observó que la MO almacenada no fue oxidada; por falta de aceptores de electrones quedando entonces las BAF saturadas con dicha MO. Pero cuando el sistema volvió a ser operado bajo condiciones anaerobias / aerobias, se presentó una mejoría temporal de la eficiencia de eliminación de fosfatos; y un crecimiento rápido de la biopelícula (merced a la asimilación de todo el material orgánico almacenado) creándose un estado de abundancia de MO en el interior de las BAF. El cual, se prolongó por varios ciclos hasta que toda la MO almacenada se agotó. A partir de entonces, se creó un estado de limitación de MO de fácil asimilación, durante los ciclos subsecuentes, como consecuencia del crecimiento del número de microorganismos durante el periodo de abundancia.

El estado de abundancia/limitación se presentó a un nivel diferente del que normalmente ocurre en los SBR durante la degradación de los nutrimentos, a lo largo del ciclo de tratamiento, ya que en este caso, la condición de abundancia se dio dentro de las BAF en toda la biopelícula, en forma de MO almacenada. Mientras que la condición de limitación ocurrió principalmente para aquellas bacterias de las capas profundas, ya que al crecer la población y agotarse la MO almacenada, la cantidad de MO de fácil asimilación fue insuficiente para difundir hacia dichas capas.

Bajo estas condiciones de limitación, los microorganismos de las capas profundas de la biopelícula, excretaron, lo que pareció ser, una gran

cantidad de polímeros extracelulares que los aislaron del resto de la biopelícula, fenómeno anteriormente reportado en Rubio y Wilderer (1987), dificultándose aún más la transferencia de nutrimentos. Situación que seguramente los indujo a autodigerirse hasta desaparecer provocando entonces un desprendimiento masivo de la parte superior de la biopelícula a manera de grandes trozos, la cual al no estar bajo condiciones de limitación de carbono se encontraba en perfectas condiciones.

Con base en las observaciones anteriores, se recomienda evitar periodos anaerobios largos en presencia de altas concentraciones de MO. Pero, si por alguna eventualidad es suspendida la aireación en un B-SBR, se recomienda mejor vaciar el sistema, para mantenerlo aireado, o bien llenarlo con agua con baja concentración de materia orgánica.

8.4 Sobre la relación interespecífica entre BAF y BN dentro de un B-SBR

Contrario a lo que generalmente se reporta en los sistemas con biomasa suspendida que efectúan EBFyN, no se presentó una relación inversa entre la eliminación de $N-NH_4^+$ (nitrificación) y la EBF. Sino más bien entre la eficiencia de EBF y la formación de nitratos. Ya que a pesar de que existe una relación de competencia entre las BN y las BAF por el OD, tanto la EBF como la nitrificación ocurren exitosamente dentro del B-SBR, gracias a que se presenta una relación interespecífica entre las BN y las BAF. Dicha relación consiste en que los productos de la nitrificación (N-ox) son empleados por las BAF como sustrato. Es decir, el oxígeno que ambos grupos necesitan, es empleado principalmente por las BN para generar N-ox. A su vez, los N-ox son empleados por las BAF como aceptores de electrones, ya que estos últimos microorganismos tienen problemas de transferencia de OD, como consecuencia de su arreglo espacial dentro de la biopelícula

Con base en estas observaciones, se deduce que debe existir un equilibrio entre las poblaciones de BN y de BAF así como entre las concentraciones de MO, $N-NH_4^+$ y PO_4^- , para asegurar que las relaciones interespecíficas entre estos grupos se efectúen armónicamente

8.5 Sobre la excreción de fosfatos no relacionada con la EBF

A lo largo de toda la investigación, se observó que la cantidad de $P-PO_4^-$ excretados por cada mg de DQO/l eliminada del medio (ó almacenada por las BAF), aumenta aproximadamente tres veces, durante las últimas 4.5 h de la fase anaerobia, respecto de la cantidad excretada por cada mg DQO/l almacenada en las primeras 6 h de esta fase.

Al parecer este aumento en la excreción de fosfatos se puede relacionar con el fenómeno de excreción secundaria, reportado por Fuhs & Chen (1975). Sin embargo, otra posibilidad, es que mientras las BAF capturan y almacenan la MO de fácil asimilación, existe un gasto de energía proveniente de la ruptura de los enlaces poli-P. Pero una vez que dicha MO ha sido capturada, es probable que estos mismos microorganismos coadyuven a desdoblar la demás materia orgánica que se encuentra adherida o cerca de ellos, a través del empleo de enzimas extracelulares. Lo cual implica un gasto aún mayor de energía, y por lo tanto, un aumento en la cantidad de fosfatos excretados por cada mg de MO almacenada. Una tercer opción es que se trate de una combinación entre ambos fenómenos.

Al respecto, se observó que al reducir el tiempo de la fase anaerobia y emplear una relación 1.0 / 4.0 / 0.6 / 0.1, se pudo prevenir la excreción de fosfatos extra, no relacionada con la captura de MO. Y la eliminación de fósforo se restableció para alcanzar un $87 \pm 2\%$ de la DQOt, $41 \pm 8\%$ del $P-PO_4^-$ y una eliminación final de N por procesos de nitrificación y desnitrificación del $93 \pm 3\%$. Sin embargo, cabe señalar que al comenzar esta estrategia, la concentración inicial de $P-PO_4^-$ (7.62 mg/l) aumento un 65% con respecto a la concentración con la cual se obtuvo una eliminación del 75% (4.6 mg/l). Lo cual repercutió en el porcentaje de eliminación de $P-PO_4^-$ ya que sólo llego a 41.4%. Sin embargo, la capacidad real de eliminación de fosfatos del sistema en mg/l se recupero casi al 100% paso de 3.45 a 0.0 mg $P-PO_4^-$ /l y de 0.0 a 3.14 mg $P-PO_4^-$ /l.

8.6 Propuestas de investigación a seguir, para optimar la eficiencia de eliminación de fósforo y nitrógeno empleando un B-SBR

Después de analizar los resultados de esta investigación y tomando en cuenta los aspectos principales para obtener la coexistencia de los diferentes grupos bacterianos que intervienen en los procesos de EBFyN, se presentan las siguientes dos propuestas concretas de investigación. Las cuales representan una expectativa para mejorar las relaciones interespecíficas dentro del sistema, y por lo tanto para mejorar también la eficiencia de eliminación de contaminantes.

8.6.1 Ciclo de depuración con dos fases y una relación anaerobiosis/aerobiosis de 1/6

Esta estrategia de operación se plantea con base en los resultados obtenidos al trabajar el reactor con una secuencia de 4 fases (ver apartado 7.6.4.3). Los cuales demuestran que si la fase aerobia es lo suficientemente larga, se presenta nitrificación completa y desnitrificación simultánea hacia el interior de la biopelícula que también puede llegar a ser completa. Con lo cual se vuelve innecesaria la fase anóxica (aunque en realidad las condiciones anóxicas existen en el interior de la biopelícula). Al eliminar la fase anóxica, se evita la posibilidad de una "excreción secundaria" de fosfatos que reduzca la eficiencia de eliminación. Otras ventajas son: a) que el manejo del sistema se hace menos complejo. b) de acuerdo con la tendencia de los N-ox, se esperaría que al aumentar la duración de la fase aerobia, los N-ox se sigan eliminando. Por otra parte, el valor de la relación fase anaerobia/fase aerobia = 1/6 concuerda con el valor de 1/5.8 reportado por Gonçalves et al., (1993) para obtener EBFyN en un sistema de 5 biofiltros conectados en serie, lo cual apoya la estrategia propuesta.

8.6.2 Ciclo de 4 fases (anaerobia/aerobia/anóxica/aerobia II). Utilizando la estrategia de prefermentación

El empleo de un reactor de prefermentación aparece como una alternativa viable para optimar la EBFyN. Particularmente en un sistema de biopelícula

es importante que las BAF tengan disponibilidad de MO disuelta de fácil asimilación, ya que de otra forma, los únicos microorganismos que tienen un contacto directo con la MO no disuelta son los de la superficie de la biopelícula por lo cual la captura de MO se reduce incrementándose el gasto energético para la captura y almacén de la misma. Todo lo cual repercute en la eficiencia final de recaptura de fosfatos (apartado 7.6.3). Con base precisamente en esta observación, se propone emplear un reactor anaerobio con biomasa suspendida como estrategia de prefermentación, ya que empleando biomasa suspendida una mayor parte de los microorganismos puede entrar en contacto con la MO particulada y/o coloidal por lo que el proceso de hidrólisis es más eficiente que si se emplea una biopelícula. Sin embargo, después del sistema de prefermentación si se recomienda emplear un "B-SBR" ya que ofrece condiciones adecuadas para que las relaciones interespecíficas entre BAF, BN y BD se efectúen armónicamente, lo cual implica una alta eficiencia de eliminación de los contaminantes involucrados. En la figura 7.7.2 se presenta un bosquejo del proceso que se propone.

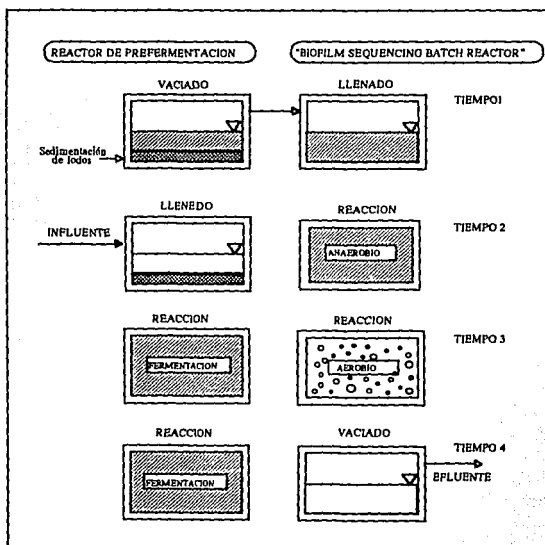


Figura 8.1 Sistema para EBFyN empleando una estrategia de prefermentación y un "B-SBR"

8.6.3 Algunas recomendaciones para tomar en cuenta al emplear "B-SBR"

Algunos de los puntos clave que se recomiendan utilizar para el funcionamiento óptimo del sistema son:

A) emplear un valor de CO cercano a 3 g DQO/m²·d ya que valores mayores no favorecen la activación del mecanismo metabólico alterno de las BAF, encargado de la EBF y a valores menores, no se suministra la cantidad de MO que las BAF necesitan almacenar para asegurar una eliminación eficiente de ortofosfatos en fase aerobia.

B) utilizar una relación "fase anaerobia / fase aerobia u óxica" no menor que 1/5

C) asegurar la disposición de MO de fácil asimilación para las BAF durante la fase anaerobia

D) cambiar el uso de la relación $DQO_t/P-PO_4^-$ por el de la relación $MO_a/P-PO_4^-$, empleando valores de 20 o mayores para obtener buenos resultados.

E) evitar la interrupción de la aireación por periodos largos y sobre todo en presencia de altas concentraciones de MO

F) Procurar mantener concentraciones de biomasa dentro del sistema no menores que 6 g SS/l

CONCLUSIONES

1) El sistema B-SBR ha demostrado ser eficiente para eliminar materia orgánica fosfato y nitrógeno cuando se emplea una estrategia de operación adecuada.

2) Al trabajar el sistema con una carga orgánica cercana a 5 gDQOt/m²·d, las BAF activaron el mecanismo de EBF. Sin embargo, la eficiencia de eliminación sólo fue satisfactoria al emplear cargas menores.

3) Con una carga orgánica de 3 g DQOt/m²·d, una duración de ciclo de 24 h y una relación fase anaerobia/aerobia de 1/1, el B-SBR eliminó el 89 ±

6% de la DQOt, el $71 \pm 12\%$ del P-PO4- y se obtuvo nitrificación completa ($98 \pm 2\%$).

4) El estado de estrés que necesitan las bacterias heterótrofas aerobias para utilizar como alternativa de sobrevivencia el mecanismo de EBF, no esta dado únicamente por el establecimiento de una secuencia anaerobia/aerobia u óxica, sino además por el empleo de una carga orgánica baja, asociada a una limitación en la disponibilidad de la MO durante la fase aerobia.

5) Existe una relación directa entre la capacidad de nitrificar del sistema y la duración de la fase aerobia. Para obtener nitrificación completa, fue necesario operar el sistema con una carga orgánica baja y tiempos de aireación cercanos a 11 horas.

6) El proceso de nitrificación y desnitrificación simultánea se presentó al emplear un tiempo de aireación de 11 h 40 min. Al emplear un tiempo cercano a 24 h en combinación con el establecimiento de una fase anóxica, después de la fase aerobia, la reducción de óxidos de nitrógeno llego a ser del $93 \pm 4\%$.

7) La alta tasa de nitrificación y desnitrificación simultánea ocurre, al parecer, gracias a la relación interespecífica entre bacterias nitrificantes y bacterias acumuladoras de fosfato; en la cual estas últimas actúan también como bacterias desnitrificantes

8) Empleando un ciclo de 36 h con cuatro fases de reacción (anaerobia/ aerobia/ anóxica/ aerobia) y una carga orgánica de $3.2 \text{ g DQOt/m}^2\cdot\text{d}$, el sistema eliminó el $89 \pm 6\%$ de la DQOt, el $75 \pm 15\%$ del P-PO4- y presentó una nitrificación del $98 \pm 2\%$ y una desnitrificación del $87 \pm 10\%$.

9) Al emplear una carga orgánica menor que $3 \text{ g DQOt/m}^2\cdot\text{d}$, las BAF no disponen de la cantidad mínima de MO para continuar su metabolismo y pierden la capacidad de acumular fosfatos en una cantidad adecuada para considerar el proceso como satisfactorio.

10 BIBLIOGRAFÍA

- Anderson G. K. & Sanderson J.A. (1985). An experimental procedure for the study of microbial attachment to surface in anaerobic filters. *Proceedings of the Second International Conference on Fixed -Film Biological Processes*. Arlington, Virginia. pp 145-175 .
- APHA, AWWA & WPCF. (1985). *Standar methods for the examination of water and wastewater*, 16a ed. Washington, D.C.
- Arvin E., Henze M., Holm-Kristensen & Petersen G. (1985). A model for biological phosphorus removal based on biological and chemical mechanism. *Proceedins of the internatinal conference "Managenent strategies for phosphorus in the enviroment"*. Lester J.N. & Kirk P.W. (Ed.), Selper ltd., London. pp32-40.

- Barnard, J.L. (1974) Cut P and N without chemicals. *Water and Wastes Engineering* 11 (7): 33-36
- Barth & Stensel (1981). International nutrient control technology for municipals effluents. *Wat. Pol. Con. Fed. Jour.* 53 (12): 1691-1701.
- Bortone G., Malaspina F. Stante L. & Tilche A. (1994). Biological nitrogen and phosphorus removal in an anaerobic/aerobic SBR with separated biofilm nitrification. *IAWQ 17th Biennial International Conference*. Budapest, Hungary. pp 187-206.
- Comeau Y., Hall, K.J. & Oldham W.K. (1985). A biochemical model for biological phosphorus removal. *Wat. Sci. & Tech.* 17 (11/12): 313-314
- Comeau Y., Oldham W.K. & Hall K.J. (1987). Dynamics of carbon reserves in biological dephosphatation of wastewater, Rome. Pergamon Press Oxford.
- Cooper P., Collinson B. & Green M.K. (1977). Recent advances in sewage effluent denitrification, part II. *Wat. Pollut. Control.* 76 (4): 389-401.
- Cooper P., Day M. & Thomas V. (1994). Process options for phosphorus and nitrogen removal from wastewater. *J. Inst. Wat. Environ. Manag.* 8 (1): 84-92.
- Council of European Communities (1991). Directive concerning urban waste water treatment (91/27/EEC) *Official Journal* L135 40. May.
- Characklis W.G. (1981). Bioengineering report Fouling Biofilm Development A process analysis. *Biotech. Bioeng.* 23: 1923-1960.
- Chen S.K.; Juaw C.K. & Cheng S.S. (1991). Nitrification and denitrification of high-strength ammonium and nitrite wastewater with biofilm reactors. *Wat. Sci. & Tech.* 23: 1417-1425.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. Verlag Chemie, Weinheim, F.R.G., 1983.
- Doria-Serrano M.C., González-Martínez S. & Hernández-Esparza M. (1992). Biochemical models for phosphate accumulating microorganisms. *Wat. Sci. Tech.* 26 (9-11): 2245-2248.
- Eckenfelder Jr. W.W. (1985). State of the art review - Biological Phosphorus Removal. *Proceedings of the international conference Management strategies for phosphorus in the environment*. Lester J.N. & Kirk P.W. (Ed.) Selper Ltd. London. pp11-23.
- Fuhs G. W. & Chen M. (1975) Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater. *Microbial Ecology*. Springer Verlag. 2: 119-138.
- Gerber, A., Mostert, E., Winter, C. & DeVilliers, H. (1986). The effect of acetate and other short chain carbon compounds on the kinetics of biological nutrient removal. *Water SA*, 12: 7-12
- Gonçalves R.F., Le Grand L. & Rogalla F. (1994). Biological phosphorus uptake in submerged biofilters with nitrogen removal. *IAWQ 17th Biennial International Conference*. Budapest, Hungary. pp 257-265.

- González-Martínez, S. (1989). Phosphate removal in a biofilm reactor. *Report elaborated for The Commission of the European Communities*. Directorate General. Science, Research and Development. pp 58.
- González-Martínez, S. (1990). Eliminación biológica de fosfatos: procesos industriales. *Memorias del VII congreso nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Oaxaca, México, c94-99 pp.
- González-Martínez, S. & Wilderer, A. (1991). Phosphate removal in a biofilm reactor. *Wat. Sci. Tech.* 23 (7/9): 1405-1415.
- Hang-Sik S., Hang-Bae, J., Eung-Tak, L. Sang-Min L. & Kyeong, H. (1993). Optimal operating conditions for nutrient removal in the automatic controlled sequencing batch reactor. *2nd International Conference on design and operation of Small wastewater treatment plants*. Ødegaard H. (Ed.), Trondheim, Norway. pp.253-259.
- Irvine, R.L. & Davis, W.B. (1971). Use of sequencing batch reactor for wastewater treatment. *Proc. 26th Annual Ind. Waste Conf.*, Purdue University, Ann. Arbor. Sc., Michigan.
- Iwai S. & Kitao T. (1994). *Wastewater treatment with microbial films*. Technomic Publishing Co. Inc.. Lancaster, Pennsylvania 184 pp.
- Kern-Jespersen J.P. & Henze M. (1993). Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions. *Wat. Res.* 27 (4): 617-624.
- Knowles R. (1982). Denitrification. *Microbiol. Rev.* 46 (1): 43-70.
- Kreissl F. & Eralp E. (1986). Biological Phosphorus Removal. Wastewater Research Division. *Unites States Environmental Protection Agency (USEPA)* Cincinnati (April). Ed. National Technical Information Service.
- Kuentzel, L. E. (1969). Bacteria, carbon dioxide and algal blooms. *J Water Poll. Cont. Fed.* 41: 1737-1747.
- Lippert E. (1992). Planta piloto de tratamiento de aguas residuales de la UIA (reactor aerobio de biopelícula sumergida). Tesis de licenciatura para obtener el título de Ingeniero Químico. México, D.F. 158 pp.
- Lehninger L. A. (1975) *Bioenergética*. Fondo Educativo Interamericano S.A., México pp 73.
- Lehninger L. A. (1985) *Bioquímica*. Omega, Barcelona, España pp 79-81.
- Levin, G.V. & Shapiro, J. (1965). Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. *J. Wat. Pollu. Cont. Fed.* 37 (6): 800-821.
- Matsuo, T., Mino, T. & Sato, H. (1992). Metabolism of organic substances in anaerobic phase of biological phosphate uptake process. *Wat. Sci. Tech.* 25 (6):83-92
- Masuda S., Watanabe Y. & Ishiguro M. (1991). Biofilm properties and simultaneous nitrification and denitrification in aerobic rotating biological contactors. *Wat. Sci. Tech.* 23: 1355-1363.

- Mitchell, R. (1974). *Introduction to environmental microbiology*. Prentice - Hall International Inc. Englewood Cliffs, New Jersey 355 pp.
- Mino, T., Arun, V., Tsuzuki, Y. & Matsuo, T. (1987). Effect of phosphorus accumulation on acetate metabolism in the biological phosphorus removal process. *Biol. Phosphate Removal Wastewater Proc. IAWPRC spec. conf.*, 27-38
- Nicholls, H. A., & Osborn D. W. (1979). Bacterial stress: Prerequisite for biological removal of phosphorus. *Jour. Water Pollut. Control Fed.*, 51 (3): 557-569.
- Norouzian, M. (1983). A performance evaluation and kinetics determination of an RCB system operating at the CU wastewater treatment plant. *Project report 3306, Engineering Institut*, National University of Mexico.
- Norouzian, M. (1984). Microbiological study of a structurally modified RBC system. *Proceedings of the Second International Conference on Fixed -Film Biological Processes*. Arlington, Virginia. 123-142 pp.
- Norouzian, M. y Deloya A. (1984). Estudio del comportamiento de una unidad de biodiscos estructuralmente modificada. *Informe final del proyecto 3332 del Instituto de Ingeniería UNAM*, México 118 pp.
- Paepeke, B. H. (1982). Performance and operational aspects of biological phosphate removal plants in South Africa. *Presentado en el Post Conference Seminar on Phosphate Removal in Biological treatment processes*, IAWPRC, Pretoria, República de Sudáfrica
- Ramírez, M.E. (1988). Nitrificación y destrucción de alcalinidad en una unidad de biodiscos estructuralmente modificada y su efecto sobre el crecimiento de algas en el efluente. Tesis para obtener el grado de maestro en Ingeniería Ambiental, Departamento de Estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería,-UNAM, 131 pp.
- Randall, C.W., Barnard J.L & Stensel D.H. (1992). *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*. Volume 5 ed. Technomic Publishing Co. Inc. Lancaster U.S.A. 420 pp.
- Rensink, J. H., Donker, H. J. G. & de Vries H. (1981). Biological P-removal in domestic wastewater by the activated sludge process. *5th European sewage and refuse symposium*. EAS Munich and Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, e. V., West Germany.
- Rensink J.H. (Sin publicar). Principles of Phosphorus and Nitrogen Removal Process incorporated in activated sludge systems. Agricultural University Wageningen.
- Rodier J. (1990) *Análisis de las aguas*. Ed. Omega Barcelona, 1060 pp.
- Rose, A. H. (1984) Microbial adhesion and aggregation. Marshall, K.C. (Ed.), Springer Verlag, Berlin. pp 323.
- Rubio M & Wilderer P.A. (1987). Effects of periodic Feast / Famine conditions on the growth of biofilms. *Environ. Technol. Lett.* 8: 87-94.
- Ruiz-Treviño, F., González-Martínez, S. Doría-Serrano, C. & Hernández-Esparza M. (1992). Phosphorus release kinetics in biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.* 26 (3): 567-576.

- Rusten, B. & Eliassen, H. (1993). Sequencing batch reactors for nutrient removal at small wastewater treatment plants. *2nd international specialized conference on design and operation of Small wastewater treatment plants*. Ødegaard H (Ed.), Trondheim, Norway. pp. 245-252.
- Sedlak, R. (1991) Phosphorus and Nitrogen removal from municipal wastewater. Lewis Publishers, New York. 240 pp.
- Stephenson T., Lester J. N. & Perry R. (1985) Advanced wastewater treatment for biological phosphorus removal. *Proceedings of the International Conference Management strategies for phosphorus in the environment*. Lester J.N. & Kirk P.W. (Ed.), Selver Ltd. London. pp192-197.
- Streble & Krauter (1982). Das leben im Wassertropfen. Kosmos-Verlag Franckh pp 298-299.
- Trulear, M.G. & Characklis W.G., (1982) Dynamics of Biofilms processes. *J. Wat Poll Cont Fed* 54 (9):1288-1301
- Wanner J., Chec J. S. & Kos M. (1992). New process desing for biological nutrient removal. *Wat Sci. Tech.* 25 (4-5): 445-448.
- Wentzel M.C., Lötter L.H. , Loewenthal R. E. & Marais G.R. (1986). Metabolic behavior of *Acinetobacter sp.* in enhanced biological phosphorus removal - a biochemical model. *Water SA.* 12 (4): 209-224.
- Winkler, M. (1986) *Tratamiento biológico de las aguas de desecho*. Limusa, México. 327pp.
- Vollenweider R. A., (1985) Phosphorus, the key element in eutrophication control. *Proceedings of the International Conference Management strategies for phosphorus in the environment*. Lester J.N. & Kirk P.W. (Ed.), Selver Ltd. London. pp 1-10.