

03072

2
Key



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

UNIDAD ACADÉMICA DE LOS CICLOS PROFESIONALES Y DE POSGRADO DEL COLEGIO DE CIENCIAS Y HUMANIDADES
FACULTAD DE QUÍMICA

ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE MACRONUTRIENTES EN UN REACTOR DISCONTINUO CON BIOMASA SUSPENDIDA

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRA EN BIOTECNOLOGÍA

P R E S E N T A:

BIÓL. ARODÍ BERNAL MARTÍNEZ

DIRECTOR: DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ



MÉXICO, D. F.

1998

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

26 3940



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Con Especial Agradecimiento

Al Dr. Simón González Martínez por aceptarme dentro de su grupo de trabajo y por su valiosa dirección. Gracias.

Al Dr. Gustavo Viniegra, Dra. Carmen Wachter; integrantes de mi Comité tutorial, gracias por su cooperación, comentarios y sugerencias.

Al Dr. Eduardo Bárzana, Dr. Adalberto Noyola y Dr. Óscar Monroy, sinodales de la tesis, por la atención prestada.

Al M en B. Alejandro Azaola Espinosa, director de mi tesis de licenciatura; por la motivación para continuar mis estudios y por sus consejos brindados tanto en el aspecto profesional como el personal.

Al M en I. Germán Cuevas por su cooperación, apoyo y participación en la toma de decisiones gracias a ellas, además de su amistad y entusiasmo brindado fue posible la culminación de este trabajo. Mil gracias.

Al Ing. Juan Hilario García superintendente de la planta para tratamiento de aguas residuales, por su apoyo y ayuda en todo momento, así como al personal de la misma. Muchas Gracias.

Al M en B. Ignacio Monge Ramírez por la ayuda brindada, y por escucharme en los momentos difíciles. Gracias por tus consejos.

Al M en I. Óscar González Barceló, por sus sugerencias y comentarios. Muchas gracias.

Al Biól. Óscar Ricardo García por la amistad y ayuda brindada de manera incondicional.

A la Biól. Anabel López Rosas por la revisión de la redacción de este trabajo. Gracias por sus comentarios.

A la Ing. Rosa María Bautista por la ayuda en el montaje de técnicas analíticas (DBO), por sus sugerencias y apoyo brindado de manera incondicional. Gracias.

Al CONACYT por la beca otorgada durante mis estudios, así como a la DGAPA y al PUMA, gracias por el apoyo brindado.

Deseo agradecer a todos los que de alguna forma contribuyeron a la realización de este estudio.

Dedico este trabajo

Con todo mi amor

A mi Madre

Por la confianza depositada en mí; gracias a tu entereza has sabido ser el pilar de mi vida y la razón de mí existir. Para ti con todo mi amor y gratitud.

A la memoria de mi Padre

Donde quiera que te encuentres, en mi mente siempre viene el recuerdo de tu ánimo y coraje por superar situaciones adversas, haciendo valer ante todo, la ideología de cada uno de nosotros.

A mis hermanos

Porque juntos hemos superando momentos difíciles y de cierta manera, aunque no podemos estar cerca físicamente, hemos logrado salir adelante.

INDICE GENERAL

| | |
|--|------|
| NOMENCLATURA | VII |
| RESUMEN | VIII |
| 1.0 INTRODUCCIÓN | 1 |
| 2.0 JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS | 5 |
| 3.0 ANTECEDENTES | 7 |
| 3.1 ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO | 7 |
| 3.1.1 Fósforo y Eutrofización | 7 |
| 3.1.2 Aspectos metabólicos | 8 |
| 3.1.2.1 <i>Mecanismo de EBF</i> | 9 |
| 3.1.2.2 <i>Transporte de Fosfato dentro de la célula</i> | 13 |
| 3.1.3 Modelos bioquímicos | 14 |
| 3.1.3.1 <i>Modelo de Comeau/Wentzel y Mino</i> | 15 |
| 3.1.3.2 <i>Modelo de Tracy y Flammino</i> | 16 |
| 3.1.4 Microbiología | 19 |
| 3.1.5 Interacciones de microorganismos implicados en la EBF | 20 |
| 3.1.5.1 <i>Sinergismo</i> | 22 |
| 3.1.5.2 <i>Competencia</i> | 22 |
| 3.1.5.3 <i>Depredación</i> | 22 |
| 3.1.6 Factores que afectan la eliminación biológica de fósforo | 23 |
| 3.1.6.1 <i>Oxígeno disuelto</i> | 23 |
| 3.1.6.2 <i>pH</i> | 23 |
| 3.1.6.3 <i>Temperatura</i> | 24 |
| 3.1.6.4 <i>Disponibilidad de sustrato</i> | 25 |
| 3.1.6.5 <i>Nitratos</i> | 25 |
| 3.1.6.6 <i>Tiempo de retención celular</i> | 25 |
| 3.2 ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO | 26 |
| 3.2.1 Efectos del Nitrógeno sobre el medio | 26 |
| 3.2.2 Microbiología y Bioquímica de la EBN | 27 |
| 3.2.2.1 <i>Nitrificación</i> | 28 |
| 3.2.2.1.a <i>Nitrificación autótrofa</i> | 29 |
| 3.2.2.1.b <i>Nitrificación heterótrofa</i> | 29 |
| 3.2.2.2 <i>Desnitrificación</i> | 30 |
| 3.2.3 Factores que afectan a la Nitrificación | 31 |
| 3.2.3.1 <i>Oxígeno disuelto</i> | 32 |
| 3.2.3.2 <i>PH</i> | 32 |
| 3.2.3.3 <i>Temperatura</i> | 33 |
| 3.2.3.4 <i>Concentración del amoniaco</i> | 34 |
| 3.2.3.5 <i>Sustancias tóxicas</i> | 34 |
| 3.2.3.6 <i>Tiempo de retención celular</i> | 34 |

| | | |
|------------|---|-----------|
| 3.3 | TIEMPO DE RETENCIÓN CELULAR EN LOS SISTEMAS BIOLÓGICOS | 35 |
| 3.3.1 | Tiempo de retención celular | 35 |
| 3.3.1.1 | <i>Carga Orgánica</i> | 36 |
| 3.3.1.2 | <i>Velocidad específica de crecimiento</i> | 38 |
| 3.3.1.3 | <i>Tiempo de duplicación de la biomasa</i> | 38 |
| 3.3.1.4 | <i>Rendimiento</i> | 40 |
| 3.3.2 | Métodos de control del tiempo de retención celular | 40 |
| 3.3.2.1 | <i>Carga Orgánica constante</i> | 41 |
| 3.3.2.2 | <i>Sólidos suspendidos del licor mezclado</i> | 41 |
| 3.3.2.3 | <i>Sedimentación de los lodos</i> | 41 |
| 3.3.3 | Relación de la Carga Orgánica, Tiempo de retención celular y Biocenosis | 41 |
| 3.3.4 | Efecto del Tiempo de retención celular sobre la EBF y N | 42 |
| 3.4 | PROCESOS INDUSTRIALES EXISTENTES PARA LA REMOCIÓN DE FÓSFORO Y NITRÓGENO | 44 |
| 3.4.1 | Procesos biológicos para la eliminación de Fósforo | 44 |
| 3.4.1.1 | <i>Proceso PhoStrip</i> | 44 |
| 3.4.1.2 | <i>Proceso A/O</i> | 45 |
| 3.4.1.3 | <i>Proceso AA/OO</i> | 46 |
| 3.4.2 | Procesos biológicos para la eliminación de Nitrógeno | 47 |
| 3.4.2.1 | <i>Sistemas combinados</i> | 47 |
| | 3.4.2.1.a <i>Sistemas de estados separados</i> | 48 |
| | 3.4.2.1.b <i>Sistemas de una etapa</i> | 48 |
| 3.4.3 | Procesos biológicos para la eliminación simultánea de Fósforo y Nitrógeno | 49 |
| 3.4.3.1 | <i>Proceso Bardenpho</i> | 49 |
| 3.4.3.2 | <i>Proceso UCT</i> | 50 |
| 3.4.3.3 | <i>Proceso Biotenipho</i> | 51 |
| 3.4.4 | Reactores discontinuos | 52 |
| 3.4.4.1 | <i>Ventajas</i> | 53 |
| 3.4.4.2 | <i>Desventajas</i> | 54 |
| 3.4.4.3 | <i>Remoción de Carbono, Fósforo y Nitrógeno</i> | 54 |
| 4.0 | MATERIAL Y MÉTODO | 57 |
| 4.1 | Descripción del reactor | 58 |
| 4.2 | Operación del reactor | 60 |
| 4.2.1 | Carga Orgánica | 61 |
| 4.2.2 | V_{LL}/V_T | 61 |
| 4.2.3 | Concentración de sustrato | 61 |
| 4.2.4 | Purga diaria de lodos | 62 |
| 4.3 | Arranque del reactor | 62 |
| 4.3.1 | Estabilización del sistema | 62 |
| 4.3.2 | Establecimiento de las bacterias acumuladoras de fósforo y nitrificantes | 62 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 4.4 | Cargas Orgánicas y determinación del TRC | 63 |
| 4.4.1 | Determinación del TRC | 63 |
| 4.4.2 | Determinación de la velocidad específica de crecimiento | 63 |
| 4.5 | Muestreo y análisis | 63 |
| 4.6 | Perfil de eliminación de nutrientes | 65 |
| 4.7 | Caracterización del Fósforo y Nitrógeno en la Biomasa | 65 |
| 4.8 | Análisis de Resultados | 66 |
| | | |
| 5.0 | RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 67 |
| | | |
| 5.1 | Establecimiento del TRC | 69 |
| 5.1.1 | Relación Carga Orgánica y TRC | 69 |
| 5.1.2 | Velocidad específica de crecimiento | 71 |
| 5.1.3 | Sólidos suspendidos totales | 74 |
| 5.2 | Eliminación de nutrientes | 77 |
| 5.2.1 | DQO | 77 |
| 5.2.2 | Relación DQO/PO ₄ | 80 |
| 5.2.2.1 | <i>DQO₇/P-PO₄</i> | 80 |
| 5.2.2.2 | <i>DQO₅/P-PO₄</i> | 80 |
| 5.2.3 | Eliminación de fósforo | 83 |
| 5.2.4 | DQO y Fosfatos en un ciclo de 8 h y con los diferentes TRC | 86 |
| 5.2.4.1 | <i>DQO</i> | 86 |
| 5.2.4.2 | <i>Fosfatos</i> | 87 |
| 5.2.5 | Nitrificación | 89 |
| 5.2.5.1 | <i>Producción de los Nitratos</i> | 92 |
| 5.2.6 | Nitrificación en un ciclo de 8 h con los diferentes TRC | 95 |
| 5.2.6.1 | <i>Producción de los Nitratos</i> | 95 |
| 5.2.7 | pH, Temperatura y Oxígeno disuelto | 98 |
| 5.2.7.1 | <i>pH</i> | 98 |
| 5.2.7.2 | <i>Oxígeno disuelto</i> | 101 |
| 5.2.7.3 | <i>Temperatura</i> | 103 |
| 5.2.8 | pH, Temperatura y Oxígeno disuelto en un ciclo de 8 h con los diferentes TRC | 105 |
| 5.2.8.1 | <i>Fase anaerobia</i> | 105 |
| 5.2.8.2 | <i>Fase aerobia</i> | 105 |
| 5.2.9 | Índice Volumétrico de Lodos | 108 |
| 5.3 | Contenido de Fósforo y Nitrógeno en la Biomasa | 110 |
| 5.3.1 | Contenido de Fósforo | 110 |
| 5.3.2 | Contenido de Nitrógeno | 111 |
| 5.4 | Comparación del TRC con las velocidades específicas de crecimiento en la EBF y N | 112 |
| 5.5 | Balance de Masas | 113 |
| 5.5.1 | Balance de Sólidos | 113 |
| 5.5.1.1 | <i>Rendimiento</i> | 114 |
| 5.5.2 | Balance de los Fosfatos | 115 |
| 6.0 | CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES | 120 |
| 7.0 | BIBLIOGRAFÍA | 123 |

FIGURAS

| Número | Página | |
|--------|--|-----|
| 3.1 | Intercambio de nutrientes orgánicos y ortofosfato | 10 |
| 3.2 | Compensación por exceso | 11 |
| 3.3 | Consumo de lujo | 12 |
| 3.4 | Procesos metabólicos de acumulación de fosfato | 13 |
| 3.5 | Modelo de Comeau/Wentzel bajo condiciones anaerobias | 16 |
| 3.6 | Modelo de Comeau/Wentzel bajo condiciones aerobias | 17 |
| 3.7 | Modelo de Tracy y Flammino | 18 |
| 3.8 | Efectos de la presencia de Nitrógeno en los cuerpos de agua | 27 |
| 3.9 | Vía autótrofa y heterótrofa de oxidación del amonio | 30 |
| 3.10 | Tasa de nitrificación a diferentes pH y temperatura constante | 33 |
| 3.11 | Presencia y abundancia de organismos en un sistema de tres niveles de carga | 43 |
| 3.12 | Proceso PhoStrip | 45 |
| 3.13 | Proceso A/O | 46 |
| 3.14 | Sistema de tratamiento combinado | 49 |
| 3.15 | Proceso Bardenpho | 50 |
| 3.16 | Proceso UCT | 51 |
| 3.17 | Proceso Bardenpho | 52 |
| 3.18 | Reactor discontinuo | 56 |
| 4.1 | Descripción del reactor discontinuo | 58 |
| 4.2 | Fotografía de la planta piloto | 59 |
| 4.3 | Bomba que succiona el efluente | 60 |
| 5.1 | Comportamiento de la carga orgánica y TRC | 70 |
| 5.2 | Velocidades de crecimiento con los diferentes TRC | 73 |
| 5.3 | Sólidos suspendidos totales en la experimentación | 76 |
| 5.4 | Valores de DQO al t=0, final de la fase anaerobia y efluente con los TRC de 23, 16, 6 y 3 días | 79 |
| 5.5 | Valores de la relación DQO/PO ₄ ³⁻ y su eficiencia en la eliminación de fosfatos | 82 |
| | Comportamiento de los fosfatos al t=0, final de la fase anaerobia y efluente con los TRC de 23, 16, 6 y 3 días | 85 |
| 5.6 | Comportamiento de la DQO y los fosfatos en un ciclo de 8 h con los TRC | 88 |
| 5.8 | Valores del amonio al t=0, final de la fase anaerobia y efluente con los TRC de 23, 16, 6 y 3 días | 90 |
| 5.9 | Valores de los nitratos al t=0, final de la fase anaerobia y efluente con los TRC de 23, 16, 6 y 3 días | 94 |
| 5.10 | Comportamiento del amonio y los nitratos con los TRC en ciclos De 8 h | 96 |
| 5.11 | Comportamiento del pH en la experimentación | 100 |
| 5.12 | Comportamiento del oxígeno disuelto en la experimentación | 102 |
| 5.13 | Comportamiento de la temperatura en la experimentación | 104 |

| | | |
|------|--|-----|
| 5.14 | Comportamiento de la temperatura, pH y oxígeno disuelto en un Ciclo de 8 h. | 107 |
| 5.15 | Índice volumétrico de lodos con los TRC de 23, 16, 6 y 3 días | 109 |
| 5.16 | Concentración de fosfato en el lodo después de la fase anaerobia y al final de ciclo | 110 |
| 5.17 | Contenido de Nitrógeno de los lodos con los diferentes TRC | 111 |

TABLAS

| Número | | Página |
|--------|--|--------|
| 3.1 | Bacterias facultativas y BioP en un sistema de lodos activados | 21 |
| 3.2 | pH óptimo para bacterias nitrificantes | 32 |
| 3.3 | Tiempo de duplicación de microorganismos bajo condiciones óptimas de crecimiento | 40 |
| 4.1 | Ajuste de la duración de las fases de acuerdo a C.O | 61 |
| 4.2 | Tipo de muestreo y análisis durante la experimentación | 64 |
| 4.3 | Parámetros fisicoquímicos | 65 |
| 5.1 | Caracterización del agua residual con la adición de melaza | 68 |
| 5.2 | C.O y TRC durante la experimentación | 68 |
| 5.3 | Cargas Orgánicas con la purga diaria de lodos y establecimiento del TRC | 69 |
| 5.4 | Velocidad de crecimiento y tiempo de duplicación para los TRC | 72 |
| 5.5 | Producción de sólidos con los diferentes TRC | 77 |
| 5.6 | Promedio del valor de la DQO al inicio del ciclo, final de la fase anaerobia y final del ciclo | 78 |
| 5.7 | Promedio de las concentraciones de PO_4^{3-} al inicio de la fase anaerobia y final del ciclo | 86 |
| 5.8 | Promedio de las concentraciones de $N-NH_4^+$ al inicio del ciclo, al final de la fase anaerobia y final del ciclo | 92 |
| 5.9 | Valores promedio de SST con cada TRC | 113 |
| 5.10 | Valores del balance de masas (SST) y comparación de la purga calculada y experimental | 114 |
| 5.11 | Rendimiento (gSS producidos/gDQOs removida) | 115 |
| 5.12 | Formas de los fosfatos encontrados con los diferentes TRC | 116 |
| 5.13 | Formas de fosfatos en el influente (g) para los TRC | 117 |
| 5.14 | Contenido de fosfatos en los lodos de purga en un ciclo de tratamiento | 118 |

NOMENCLATURA

| | |
|---------------------------------|---|
| AGV | Ácidos grasos volátiles |
| BAF o BioP | Bacterias acumuladoras de fosfato |
| BF | Bacterias facultativas |
| BN | Bacterias nitrificantes |
| C.O | Carga orgánica |
| DBO | Demanda bioquímica de oxígeno |
| DQOs | Demanda química de oxígeno soluble |
| DQOt | Demanda química de oxígeno total |
| EBF | Eliminación biológica de fósforo |
| EBN | Eliminación biológica de nitrógeno |
| IVL | Índice volumétrico de lodos |
| MO | Materia orgánica |
| N-NH ₃ ⁺ | Nitrógeno amoniacal |
| N-NH ₄ ⁺ | Nitrógeno del ion amonio |
| N-NO ₂ ⁻ | Nitrógeno de los nitritos |
| N-NO ₃ ⁻ | Nitrógeno de los nitratos |
| N-ox | Óxidos de nitrógeno |
| NT | Nitrógeno total |
| OD | Oxígeno disuelto |
| PHB | poli-β-hidroxibutirato |
| P-PO ₄ ³⁻ | Ortofosfatos |
| PT | Fósforo total |
| PoliP | Polifosfato |
| SST | Sólidos suspendidos totales |
| SSVLM | Sólidos suspendidos volátiles del licor mezclado |
| TRC | Tiempo de retención celular |
| TRH | Tiempo de retención hidráulico |

RESUMEN

La acumulación de nitrógeno y fósforo producida por la descarga de aguas residuales, es una de las principales causas de eutrofización en cuerpos de agua superficial. Debido a que los procesos de tratamiento secundario tradicionales no eliminan eficientemente el nitrógeno y fósforo de las aguas residuales; se proponen como alternativa los procesos biológicos que utilizan biomasa suspendida (lodos activados) y de operación discontinua, siendo efectivos para remover carbono orgánico y nutrientes (Novak *et al.* 1996). La flexibilidad de operación que presentan estos sistemas se acopla a los requerimientos en la Eliminación biológica de fósforo (EBF) y nitrógeno (EBN).

El objetivo de este trabajo fue determinar el efecto que tiene el tiempo de retención celular en la eliminación de fósforo y en la nitrificación.

Este trabajo se realizó a nivel planta piloto, para lo que se usó un reactor discontinuo de biomasa suspendida con un volumen de trabajo de 1.94 m³; la operación fue por ciclos de 8 h en los cuales se incluyen las fases de: llenado, reacción (anaerobia/aerobia), sedimentación, vaciado y purga. El control del tiempo de retención celular (TRC) se realizó por medio de la carga orgánica (CO) y la purga de lodos. Se evaluó el efecto de cuatro TRC (23, 16, 6 y 3 días) en la eliminación de fósforo y en la nitrificación.

Después de 436 días, se observó que para lograr el establecimiento de las bacterias acumuladoras de fosfato (BAF) y nitrificantes se requiere mantener el sistema con una C.O entre 0.08 y 0.32 kgDQO/kgSST·d, suministrando los períodos anaerobios/aerobios. Se determinó que el TRC depende de la C.O, ya que con una C.O alta (0.32 y 0.42 kgDQO/kgSST·d) el TRC es bajo (6 y 3 días), en tanto que para una C.O baja (0.18 y 0.08 kgDQO/kgSST·d) los TRC son largos (23 y 16 días). La remoción de DQO (Demanda química de oxígeno) se incrementó con el TRC y decreció con la C.O. Con el TRC de 3 días se obtuvo remoción de DQO del 81%, en tanto que con el TRC de 23 días la remoción fue del 99%. La EBF se llevó a cabo con los TRC de 6 a 23 días e incrementó con el TRC. La concentración de fosfatos en los lodos fue inversamente proporcional al TRC. La más alta capacidad de los lodos para acumular fosfatos se obtuvo con el TRC de 23 días. Al aumentar el TRC disminuyó el índice volumétrico de lodos (IVL). Para obtener nitrificación fue necesario operar con los TRC no mayores de 23 días y no menores de 3 días, ya que en este intervalo se asegura el establecimiento de bacterias nitrificantes. Con el TRC de 3 días no se presentó nitrificación. El TRC mostró tener un efecto negativo al no presentarse EBF cuando se operó con el TRC de 6 días y tiempos menores a éste. Lo mismo ocurrió cuando el TRC fue mayor de 23 días. Si se trata de operar los dos procesos (EBF y EBN), el TRC recomendado de acuerdo con los resultados presentados está en un intervalo de 16 a 23 días, operando con temperaturas de 20-25 °C, pH de 7-7.5 y OD entre 2 y 3 mg/l.

1.0 INTRODUCCIÓN

En los procesos de tratamiento de aguas residuales, así como en la purificación natural de las aguas residuales por la acción diluyente en los grandes cuerpos de aguas, se encuentran presentes una gran variedad de organismos típicamente caracterizados por su respiración. El agua residual que es descargada en un cuerpo receptor presenta características no muy bien definidas pero de marcada tendencia a la anaerobiosis, por lo que se encuentran tipos bacterianos facultativos, es decir, bacterias capaces de realizar la respiración aerobia y anaerobia.

Comúnmente, la descarga de las aguas residuales en cuerpos de agua naturales afecta notablemente el equilibrio de los ecosistemas, por tal razón es necesario darles tratamiento. De ahí, la importancia de investigar nuevas técnicas basadas

en principios ecológicos. La aceleración de los procesos de transformación de todos los compuestos presentes en las aguas residuales, es una de las etapas más importantes en el funcionamiento de las plantas de tratamiento y es uno de los tópicos contemporáneos sujetos a constante investigación.

Cuando el agua residual recibe un tratamiento convencional, generalmente se elimina la contaminación orgánica, pero en el efluente quedan iones inorgánicos que producen contaminación de tipo trófica, es decir, aquella contaminación que se da por una elevada concentración de nutrientes, los cuales inducen el aumento en la productividad primaria, generando eutrofización en los cuerpos de agua receptores. Los procesos biológicos que utilizan biomasa suspendida (lodos activados) son efectivos para remover carbono orgánico; sin embargo, el fósforo y el nitrógeno se logran eliminar con una estrategia de operación adecuada (Novak *et al.* 1996). En tales casos, los reactores discontinuos son una alternativa para la eliminación biológica de nutrientes, ya que su operación se realiza de una manera flexible; por ejemplo: un ciclo de tratamiento incluye fase de llenado, reacción, sedimentación, decantación y purga; además, presenta una ventaja en su operación, ya que esta se realiza en un sólo tanque. En estos procesos, resulta importante conocer los elementos del ecosistema microbiano. En los lodos activados, los componentes bióticos comprenden a los descomponedores (bacterias y hongos) que utilizan la materia orgánica disuelta del agua residual, y a los consumidores heterótrofos (flagelados, ciliados, rizópodos y pequeños metazoarios) que se alimentan de las bacterias dispersas y otros organismos (Madoni, 1994). En general, la microfauna del sistema se encuentra ampliamente diversificada, pero en ocasiones ésta se encuentra dominada por algunas especies o grupos de organismos, debido a la existencia de factores limitantes que impiden su desarrollo.

Un requisito para la EBF, es la alternación de períodos anaerobios/aerobios en el tanque de reacción para activar un mecanismo enzimático de remoción en

bacterias aerobias estrictas. Bajo condiciones anaerobias, estos procesos liberan fosfato y durante condiciones aerobias se lleva a cabo la captura de fosfato (Muyima and Cloete, 1995). Con la implementación de estos períodos además de favorecer a la EBF también ayudan a la EBN, por medio de la Nitrificación y Desnitrificación. La nitrificación se realiza cuando *Nitrosomonas* oxida el amonio a nitrito y posteriormente *Nitrobacter* oxida el nitrito a nitrato para su crecimiento aerobio. Así pues, en la desnitrificación se da la conversión de nitrato a nitrógeno gaseoso bajo condiciones anóxicas, de tal manera que el amonio y el nitrato son consumidos como fuente de nitrógeno por bacterias heterótrofas y autótrofas (Park *et al.* 1996).

Algunos procesos biológicos de tratamiento transforman el nitrógeno amoniacal a óxidos de nitrógeno. Sin embargo, ésta no es la solución adecuada, ya que el amonio no es la única forma indeseable del nitrógeno. Los óxidos de nitrógeno (nitratos) en altas concentraciones, son tóxicos para las formas de vida acuática (Takeuchi, 1991).

Debido a esto, es necesario eliminar tanto el fosfato como el nitrógeno de las aguas residuales y no únicamente cambiar su forma dentro del sistema. Para lograr esto se requiere manipular a las comunidades bacterianas para que realicen los dos fenómenos mencionados, lo cual se consigue obteniendo las condiciones adecuadas para su establecimiento. Además, tanto las BAF como las nitrificantes reciben una limitada energía a partir de sus sustratos, lo cual corresponde a un bajo rendimiento celular que se transforma en una baja rapidez de crecimiento en comparación con las bacterias heterótrofas. Una manera de controlar su establecimiento y permanencia dentro del sistema es por medio de la manipulación del TRC.

En estudios previos, realizados por Garzón y González, (1996); Muñoz y González, (1996) se observó que el sistema discontinuo es eficiente en la

eliminación de fósforo y nitrógeno en biopelículas, aunque existen otros factores que pueden ayudar a mejorar el sistema de remoción de fósforo y nitrógeno. Uno de suma importancia es el TRC, siendo en un sistema estable, un método empírico con el cual se evalúa la velocidad de crecimiento de las especies que se encuentran bajo condiciones determinadas en el tanque de reacción.

Shao *et al.* (1992) muestran que cuando el TRC en un sistema continuo se reduce de 3 a 1.5 días, la EBF desaparece. Por lo que es necesario encontrar el TRC adecuado para eliminar nitrógeno y fósforo de las aguas residuales. Para lograrlo se requiere manipular a las comunidades bacterianas responsables de realizar los dos fenómenos mencionados. Por lo tanto, a fin de garantizar que los organismos nitrificantes y acumuladores de fosfato no sean lavados del sistema, se tiene que controlar el TRC en un intervalo preciso para obtener buenas eficiencias en la remoción de fósforo y nitrógeno.

2.0 JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

Para poder llevar a cabo la EBFyN y evitar de esta manera la eutrofización, es necesario crear condiciones que favorezcan el crecimiento de BAF y nitrificantes, así como establecer el tiempo en el que permanecerán en el reactor (TRC), el cual debe ser suficiente para ejecutar sus actividades metabólicas. De esta manera, el TRC estará en función del tiempo de duplicación de los microorganismos.

A partir de experimentos realizados por Garzón and González (1996), se observó una relación entre la carga orgánica y el TRC. Se propuso que al emplear una carga orgánica alta, el TRC se acorta e impide el establecimiento de microorganismos con tiempos de duplicación largos (como es el caso de bacterias nitrificantes y acumuladoras de fosfato), de manera que la población que

predomina entonces queda constituida por microorganismos facultativos. Si la carga orgánica es baja, entonces el crecimiento de las poblaciones es lento, generando pocos lodos de exceso. Además, la fracción de microorganismos nitrificantes y acumuladores de fosfato será menor, ya que las células tienen un tiempo más largo de decaimiento y la eficiencia en la eliminación biológica de macronutrientes disminuye.

Es por esto, que es necesario operar los sistemas de tratamiento con el TRC adecuado para permitir el establecimiento de bacterias nitrificantes y acumuladoras de fosfato.

OBJETIVO

El objetivo general de este trabajo es determinar el efecto del tiempo de retención celular sobre la capacidad de nitrificar y eliminar fosfato, en un reactor discontinuo con biomasa suspendida.

ALCANCES

Conocer las condiciones óptimas de operación para lograr el establecimiento de bacterias acumuladoras de fosfato y nitrificantes.

Establecer condiciones de equilibrio entre diferentes cargas orgánicas y tiempo de retención celular para conocer su influencia en la eliminación de fosfato y nitrógeno.

Determinar el contenido de fosfato que la biomasa puede almacenar y realizar un balance de fosfato en el sistema.

3.0 ANTECEDENTES

3.1 ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO

En la eliminación biológica de fósforo (EBF), es necesario someter a los microorganismos a una secuencia de fases anaerobia/aerobia para activar el mecanismo alterno de bacterias aerobias estrictas, permitiendo a los microorganismos, de esta manera, capturar fosfatos y separarlos en forma de lodos de exceso.

3.1.1 Fósforo y la Eutrofización

La necesidad de remover o eliminar nutrientes de las aguas residuales antes de la descarga en cuerpos de agua superficial, ha sido reconocido a través de varias épocas. Es difícil dar una definición completa de un fenómeno tan complejo y tan

incompletamente conocido como lo es la eutrofización (Mitchell, 1978). Se ha definido como un proceso evolutivo, natural o provocado; por lo que un lago experimenta un progresivo aumento de nutrientes (nitratos y fosfatos), dando lugar a un enriquecimiento cada vez mayor de materia orgánica (mo) y de organismos vivos (Pesson, 1979).

Los compuestos minerales y orgánicos de fósforo y nitrógeno constituyen los elementos nutritivos más importantes por lo que son considerados generalmente como los factores principales del fenómeno mencionado. El fósforo es un nutriente esencial para el crecimiento de plantas y microorganismos, y es el elemento que genera una mayor estimulación a la producción vegetal (Alarcon, 1961).

Las fuentes naturales que aporta el fósforo a los influentes derivan del lavado de rocas fosfatadas y de la descomposición de la materia orgánica. Existen fuentes adicionales como los fertilizantes artificiales y detergentes, los cuales contribuyen a que se presente este fenómeno (Hansen, 1985).

El fósforo se encuentra en las aguas residuales en varias formas, mismo que es categorizado de acuerdo con las características físicas como fracciones disueltas y particuladas; y químicas: ortofosfatos, fosfatos condensados y fosfato orgánico (Sedlak, 1991). El ortofosfato soluble es la forma más sencilla y comprende del 15 al 35% del fósforo total en aguas residuales domésticas frescas. La relación de ortofosfato a polifosfato y fósforo orgánico, depende de las características de los residuos descargados a la corriente y del grado de transformación del compuesto (Loosdrecht, 1996).

3.1.2 Aspectos metabólicos

A continuación se describen las primeras observaciones de plantas para tratamiento en las que se ejecutó el proceso de EBF. A partir de esto se inició un estudio del metabolismo de los microorganismos.

Greenburg *et al.* (1955) propusieron que los lodos activados toman fósforo a niveles más allá de los normalmente aceptados por los requerimientos del crecimiento microbiano (anabolismo). Shrinath (1959) realizó un estudio de EBF en el que se operó una planta de tratamiento en la India. El efluente fue usado para irrigación de los campos de arroz y el resultado fue un pobre crecimiento del mismo. Estos estudios dieron pauta para la investigación del metabolismo de los microorganismos que contribuyen al proceso de EBF.

Posteriormente, Shrinath and Alarcon (1979) fueron los primeros investigadores en reportar la existencia de EBF de las aguas residuales. Ambos observaron un rápido consumo de fósforo cuando se toma una muestra de una planta de lodos activados que es mezclada. Sin embargo, ellos no explicaron el fenómeno.

La EBF considera varias modificaciones de diseño y manejo operacional en los sistemas convencionales de tratamiento, dando como resultado el crecimiento de una población microbiana, con un alto contenido de fósforo celular. Tales sistemas incorporan en alguna parte del proceso una fase de operación anaerobia, y el contenido de fósforo en los lodos está típicamente en un intervalo entre el 3-6 por ciento de su peso seco (Sedlak, 1991; Ohtake *et al.* 1985).

3.1.2.1 *Mecanismo de eliminación biológica de fósforo*

El mecanismo de acumulación de fosfato es realizado cuando los organismos que se encuentran comúnmente en plantas para tratamiento de aguas residuales son privados de alguno de los elementos claves como: azufre, fósforo, nitrógeno, oxígeno, etc. Sus funciones metabólicas se ven afectadas drásticamente, por lo que entran en un estado crítico para su supervivencia (Nicholls y Osborn, 1979). Algunos microorganismos pueden morir bajo las nuevas condiciones y otros podrán utilizar rutas metabólicas alternas para sobrevivir (Arun *et al.* 1988). En la fig. 3.1 se presenta el intercambio de nutrientes y fosfatos en el interior de la célula, empleando como fuente de carbono al acetato, el cual bajo condiciones anaerobias se almacena como poli- β -hidroxibutirato (PHB), utilizando la energía

liberada por la hidrólisis de polifosfato (poli P) con lo que ocurre una liberación de ortofosfato (Pi) al medio. Durante el subsecuente estado aerobio, el Pi es removido en gran cantidad, siendo transformado a poli P, que se almacena en los gránulos de volutina (Heyman *et al.* 1989; Hill *et al.* 1989), mientras que el PHB es usado como fuente de carbono (Doria *et al.* 1992, González, 1990).

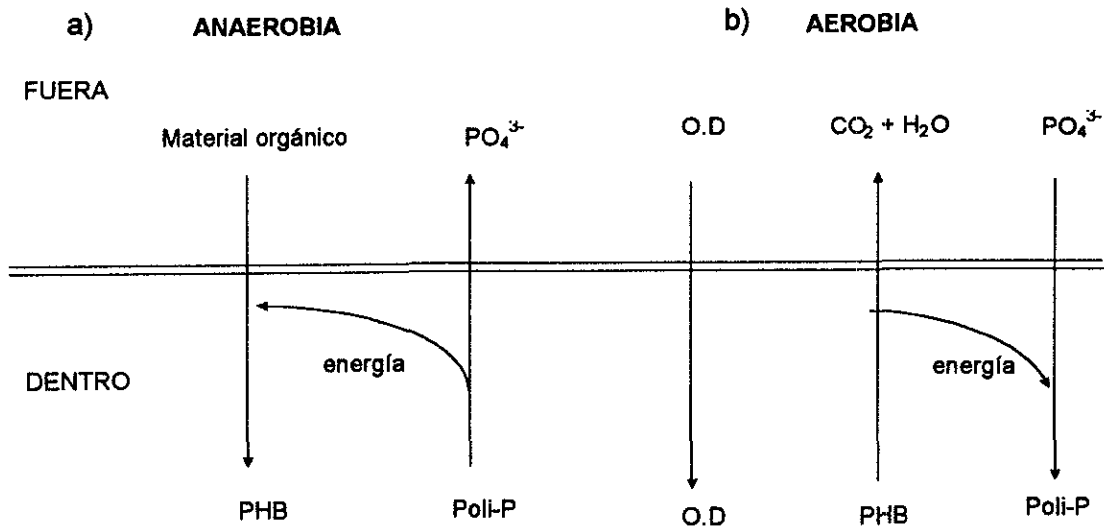


Figura 3.1. Intercambio de nutrientes orgánicos y ortofosfato durante la acumulación biológica de fosfato. a) bajo condiciones anaerobias capturan material orgánico y lo almacenan como PHB, liberando fosfatos y en b) en condiciones aerobias oxidan los PHB e incorporan fosfatos para almacenarlos como poliP.

Según la literatura existen dos procesos que se dan para la asimilación de fosfato inorgánico por los microorganismos: “compensación por exceso” y un “consumo de lujo”.

“Compensación por exceso”

El fenómeno de “compensación por exceso” se presenta cuando ciertas bacterias aerobias estrictas son privadas temporalmente de fosfato y después, son expuestas a una abundancia de este elemento, presentando acumulación de poliP (Liss and Langen, 1962; Harold, 1964). La fig. 3.2 muestra las observaciones obtenidas en un cultivo aerobio de *Aerobacter aerogenes* en un medio deficiente

de fosfato. Repentinamente, cuando el cultivo fue expuesto a un medio rico en fosfato, es decir, sin estrés se observó una rápida acumulación de poliP. El poliP es acumulado al final de la fase lag y al inicio de la fase exponencial de crecimiento. En la fase de estrés, los microorganismos toman rápidamente el fosfato intracelular para la producción de ATP, útil para el mantenimiento celular, mientras que el ortofosfato es liberado al medio, de manera que una pequeña cantidad de fosfato exógeno entra en la célula, mientras que una gran cantidad de fosfato intracelular sale. Inmediatamente entra a la zona aerobia, donde no existen condiciones de estrés, por lo que el fósforo junto con una fuente de energía está disponible para ser empleado para el crecimiento y mantenimiento celular.

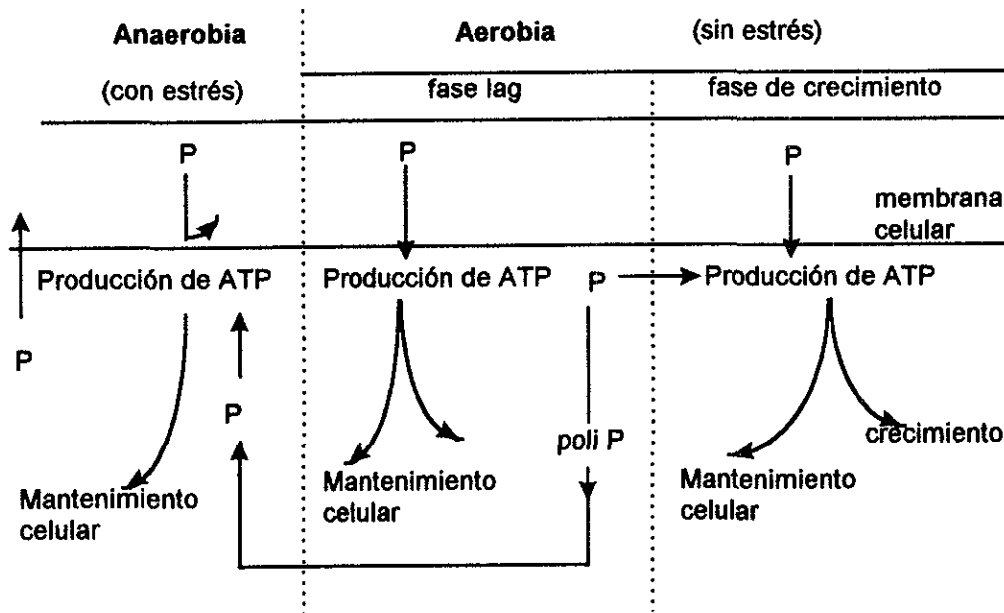


Figura. 3.2. Vía bioquímica simplificada involucrada en el movimiento de fósforo dentro de la célula durante la acumulación "compensación por exceso" (Nicholls and Osborn, 1979).

"Consumo de lujo"

Éste fenómeno ocurre cuando un elemento esencial diferente al fósforo es limitado p.e, el oxígeno, pero hay suficiente energía para transferir fósforo dentro de la célula; tales reacciones ocurren bajo condiciones de respiración endógena (Levin and Shapiro, 1965). Como se observa en la fig. 3.3, el ortofosfato pasa a la célula

y la enzima fosfato cinasa cataliza la transferencia del grupo fosfato terminal del ATP a poliP, forma en la cual es almacenado. La velocidad de acumulación de poliP, es relativamente lenta bajo éstas condiciones (Nesmeyanova, 1974).

Bajo condiciones de estrés, el ATP es reducido a ADP y el reservorio de alta energía provee una cantidad limitada de ATP para sobrevivir, en tanto que el almacenamiento de poliP está fuertemente inhibido.

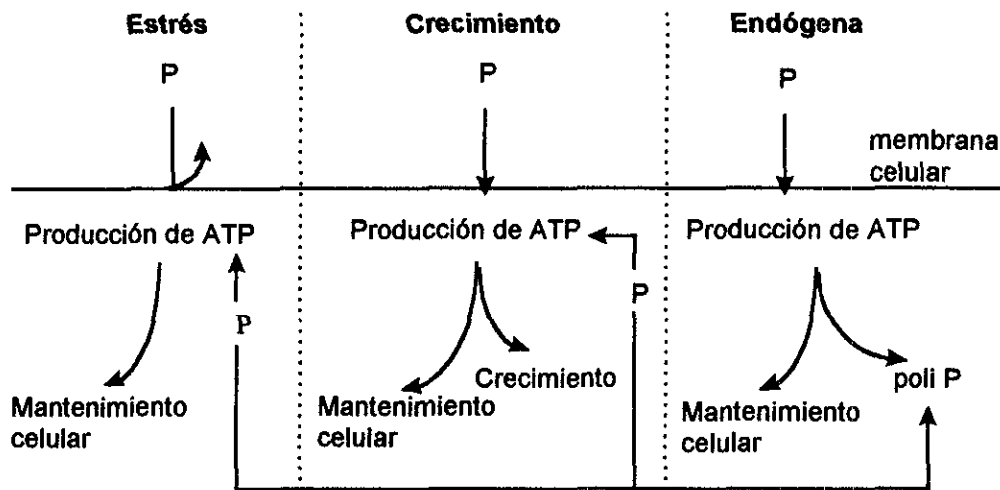


Figura. 3.3. Vía bioquímica simplificada involucrada en el movimiento de fósforo dentro de la célula durante el fenómeno de "consumo de lujo" (Nicholls and Osborn, 1979).

A pesar de que el fósforo está disponible, éste no puede ser convertido a ATP, porque el ciclo de los ácidos tricarbónicos es inoperable, debido a la ausencia de aceptor de electrones. Por esta razón, el almacenamiento de poliP es inhibido (Groenestijn *et al.* 1987). Este reservorio de poliP, abastece la formación de ATP para sobrevivir, ya que el polifosfato almacenado es hidrolizado a ortofosfato por la enzima polifosfatasa y la consiguiente conversión a ATP.

Nesmeyanova *et al.* (1973) demostraron que las concentraciones de cinasa y, por consiguiente, su habilidad para almacenar poliP, alcanza un máximo justo antes del arranque de la respiración endógena. También es interesante notar que la

actividad de la cinasa es regulada por el nivel intracelular del ortofosfato, y es independiente del nivel exógeno.

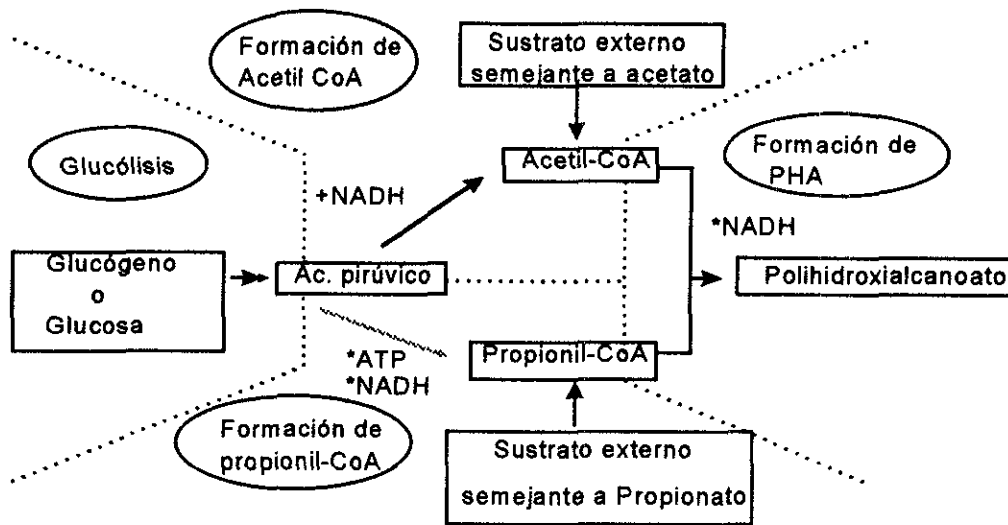


Figura 3.4. Diferentes procesos metabólicos de los organismos que acumulan fosfato (Mino *et al.* 1994)

Por otro lado, Mino *et al.* (1994), mencionan que el consumo de sustrato orgánico, la utilización de glucógeno y su conversión a polihidroxicanoato (PHA) por bacterias acumuladoras de fosfato (BAF) bajo condiciones anaerobias, resulta de la combinación de tres diferentes etapas: I: la utilización de glucógeno y su conversión a PHA vía acetil-CoA con la producción de NADH; II: la utilización de glucógeno y su conversión a PHA vía propionil-CoA con el consumo de NADH; y III: la conversión de un sustrato orgánico externo (acetil o propionil CoA) a PHA, donde se requiere de un poder reductor (fig. 3.4).

3.1.2.2 Transporte de fosfato dentro de la célula

El fósforo puede entrar a la célula por diferentes mecanismos:

- *Difusión libre
- *Difusión asistida
- *Transporte activo
- *Translocación de grupo

Los dos primeros procesos son lentos y no requieren de gasto de energía química por parte de la célula. Para que la difusión pueda ocurrir, debe existir un gradiente de concentraciones, permitiendo que el fósforo sea transferido de una zona de concentración más alta a una zona de concentración más baja (Ames, 1986). Por consiguiente, si la concentración de fósforo en un medio de crecimiento es más alta que dentro de la célula bacteriana, el fósforo se podrá difundir al interior de la célula (Reizer *et al.* 1993). En contraste, los dos últimos procesos son rápidos y requieren de ATP para su ejecución.

Algunas bacterias son capaces de acumular ortofosfato en exceso en forma de polifosfato (poliP); el Pi entra por el sistema de transporte específico de fosfato, llamado sistema de alta afinidad (Pst), o por el sistema de transporte de fosfato inorgánico de baja afinidad (Lugtenberg, 1993).

Un sistema enzimático responsable de la síntesis de polifosfato, es la reacción homotetramérica reversible de la polifosfato cinasa, la cual polimeriza al fosfato terminal del ATP en polifosfato, en una reacción reversible (Ahn and Kornberg, 1990). La utilización y degradación de polifosfato es catalizada por la exopolifosfatasa (PPX) y por una cinasa específica respectivamente; además de una polifosfo glucocinasa y polifosfatofructocinasa.

3.1.3. Modelos bioquímicos de la acumulación de fósforo

En este apartado se describen los principales modelos bioquímicos del fenómeno de EBF, aplicados en el tratamiento de aguas residuales. Según un estudio crítico realizado por Doria-Serrano *et al.* (1992), son dos modelos los que parecen estar mejor apoyados por datos experimentales: Comeau/Wentzel, (1986) y Mino, (1987) modificado por Wentzel (1991).

3.1.3.1 *Modelo de Comeau/Wentzel y Mino*

En este modelo se presenta una secuencia de fases anaerobia/aerobia, en las que el sustrato (acetato) es aceptado como el sustrato típico, además de estar presentes otros sustratos que serán discutidos posteriormente. El acetato es transportado al interior de la membrana por difusión facilitada.

Condiciones anaerobias

Durante esta etapa se consume el material carbonoso de fácil asimilación, principalmente ácidos grasos volátiles (AGV) de cadena corta como el acetato, para transformarlo y capturarlo como poli- β -hidroxibutirato (PHB). Para la transformación y almacenamiento de mo, las BAF emplean la energía que obtienen a partir de la hidrólisis de poliP. Durante este proceso, se genera y libera al medio ortofosfato (Pi). Ambos modelos concuerdan en las reacciones involucradas en la síntesis de PHB y en la importancia del poliP en el proceso. La diferencia entre un modelo y otro es el origen del NADH necesario para la reducción del acetoacetyl CoA (fig. 3.5). Así, Wentzel *et al.* (1991) consideran que el ciclo de los ácidos tricarboxílicos (CAT) está activo, y es esta vía la que suministra los NADH necesarios para originar el potencial reductor. En tanto, Mino *et al.* (1987), consideran que el CAT permanece inactivo bajo condiciones anaerobias, debido principalmente a la inactividad de la enzima succinato deshidrogenasa. El NADH requerido para la reducción de acetato a PHB es proporcionado por el consumo de carbohidratos (glucógeno) a ácido pirúvico, vía Embden Meyerhoff Parnas (EMP).

Condiciones aerobias

Posteriormente, cuando estas mismas BAF se someten a condiciones ambientales favorables, es decir, en presencia de O₂ (fig. 3.6), la mo que almacenaron en forma de PHB, es retransformada a acetyl CoA, mismo que se reincorpora al ciclo de los ácidos tricarboxílicos (CAT) y se asocia al ciclo del glioxilato. Los NADH₂

generados en esta vía son subsecuentemente oxidados vía transporte de electrones (fosforilación oxidativa), generando ATP. El ATP que se produce es utilizado como fuente de energía para reactivar todo el metabolismo celular, incluyendo el crecimiento y síntesis de poliP. En este momento ocurre la verdadera separación del fósforo del agua residual, ya que las BAF consumen el fósforo presente en el agua residual en una proporción mayor a la concentración excretada durante la fase anaerobia.

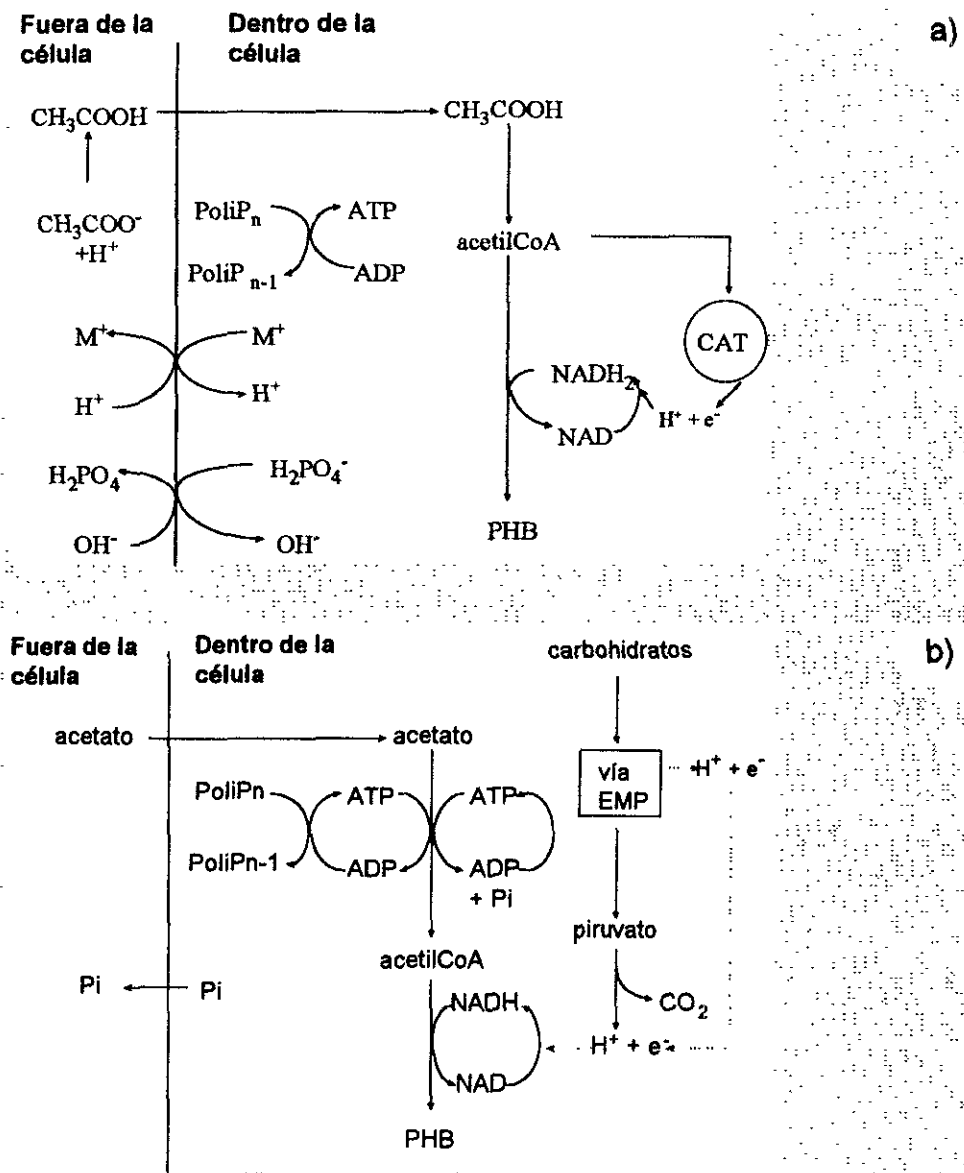


Figura. 3.5. Modelos propuesto por: a) Comeau/Wentzel y b) Mino, bajo condiciones anaerobias (Mino et al. 1987).

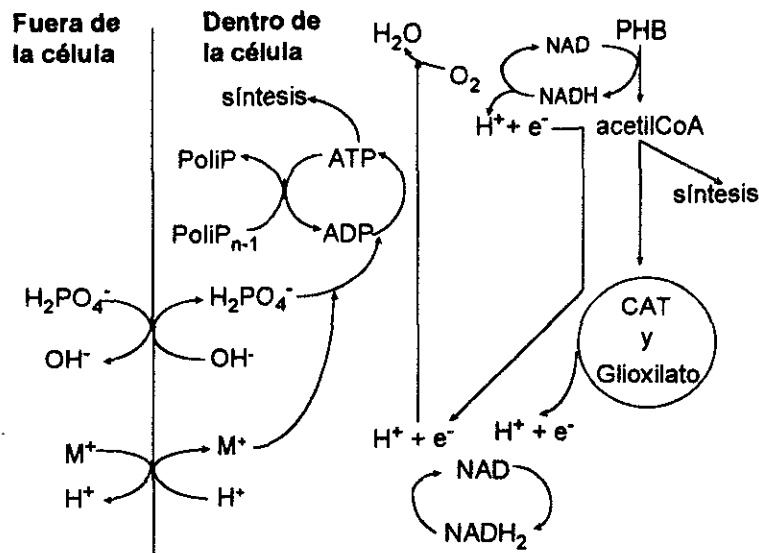


Figura. 3.6. Modelo propuesto por Comeau/Wentzel, bajo condiciones aerobias (Wentzel, 1991).

3.1.3.2 Modelo de Tracy y Flammino

El modelo propuesto por Tracy and Flammino (1987), propone que otros microorganismos diferentes a las BAF pueden utilizar glucosa como única fuente de carbono y acumular Pi. Se determinó una relación de glucosa:Pi de 1:1. Este valor depende del tipo de transporte que el sustrato tenga a través de la membrana. De acuerdo con la fig.3.7 Tracy y Flammino proponen un transporte activo por translocación de grupo donde el fosfoenolpiruvato es el donador de fosfatos de alta energía, sin que den una razón para esta elección.

Condiciones anaerobias

Durante su transporte, la glucosa es activada a glucosa-6-fosfato utilizando la energía generada por la hidrólisis de poliP. Una vez en el interior de la célula, la glucosa-6-fosfato se transforma a glucosa-1-fosfato. La fosfoglucmutasa cataliza la reacción, que es reversible y fuertemente en favor de la formación de glucosa-6-fosfato. Por lo tanto, para formar glucosa-1-fosfato, se requieren grandes cantidades de glucosa-6-fosfato.

Posteriormente, la glucosa-1-fosfato se combina con ATP y forma ADP glucosa. La enzima pirofosforilasa cataliza la reacción, formando pirofosfato (PPi) como producto secundario, el cual puede ser utilizado para regenerar el fosfoenolpiruvato necesario para el transporte de sustrato. Un ortofosfato se mantiene en la molécula de fosfoenolpiruvato y otro sale de la célula, permitiendo el equilibrio de la presión osmótica. Debido a lo anterior, la relación glucosa consumida/fósforo liberado es 1:1.

La molécula de glucosa se transforma a glucógeno. La fuente de energía de la reacción la proporcionan los enlaces de alta energía de la ADP-glucosa. De tal forma, la glucosa se almacena como glucógeno y no como PHB.

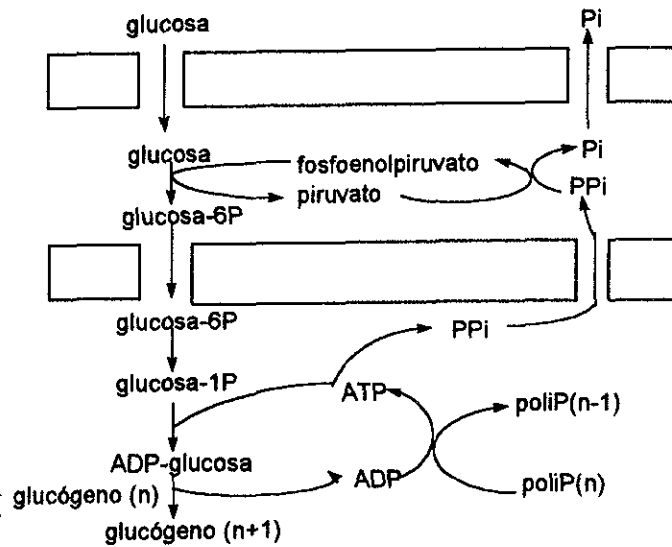


Figura 3.7. Modelo propuesto por Tracy and Flammino (1987).

Condiciones aerobias

El glucógeno almacenado se transforma a glucosa-1-fosfato, por acción de glucogenofosforilasa. La glucosa-1-fosfato se puede degradar por la vía de la glucólisis o por el CAT. La fosforilación de la molécula de glu-1-P y la subsecuente glucólisis y CAT, consumen, en conjunto, 40 moles de ortofosfato. Con base en un balance de materia, Tracy and Flammino (1987) proponen que 40 moles de

ortofosfato se consumen aeróbicamente, por cada mol que se libera durante la etapa anaerobia.

El ATP que se produce durante la glucólisis o CAT, es la fuente de energía para la síntesis celular y de poliP. La polifosfato cinasa, además de participar en la síntesis de poliP, también interviene en reacción $(\text{poli-P})_n$ a $(\text{poli-P})_{n-1}$, la cual genera ATP por despolimerización del poli-P, con una relación de 300:1.

La formación de poliP ocurre únicamente cuando hay una gran cantidad de ATP. Esto significa que el almacenamiento de fósforo ocurre únicamente cuando el metabolismo tiene una alta tasa. Por lo tanto, provee una actividad metabólica suficiente para que la reacción inversa se lleve a cabo, favoreciendo la EBF.

3.1.4 Microbiología de la eliminación biológica de fósforo.

Entre las numerosas bacterias presentes en los lodos activados, *Acinetobacter sp.* fue identificada como la responsable en la remoción de fósforo (bacteria bio-P). Fuhs and Chen (1975) fueron los primeros en aislarla, observando que acumulaba polifosfato en grandes cantidades durante condiciones limitantes. Su hábitat natural es el suelo y el agua. En estos cuerpos aproximadamente el 0.001% de la población heterótrofa aerobia pertenecen al género *Acinetobacter*. Los microorganismos pertenecientes a éste género son bacterias gramnegativas, no móviles, catalasa positiva y oxidasa negativa; requieren oxígeno para el catabolismo, sin embargo, hay algunas especies en el género que utilizan nitrato como aceptor de electrones cuando el oxígeno no está presente. Pueden crecer en un medio mineral simple con una sola fuente de carbono y energía tal como etanol, acetato, lactato, etc. Pocas especies usan glucosa como fuente de carbono para el crecimiento y es utilizada vía Entner-Doudoroff. No poseen la vía glucolítica de Embden-Meyerhof-Parnas para el metabolismo de azúcares. Poseen todas las enzimas del ciclo de ácidos tricarbónicos, así como también las enzimas del ciclo del glioxilato. *Acinetobacter* es capaz de hidrolizar almidón y pocas especies hidrolizan gelatina (Wentzel *et al.* 1991).

Sin embargo, no es la única bacteria acumuladora de fosfato, existen otras especies que son aerobias estrictas y facultativas, que pueden emplear acetato como fuente de carbono, pero también metabolizan glucosa, aminoácidos y otras moléculas orgánicas (Bock and Joyner, 1991). En la tabla 3.1 se muestra una recopilación de las principales bacterias conocidas que participan en la remoción biológica de fósforo. Se puede observar que algunas realizan el metabolismo de acumulación de fósforo a partir de la asimilación del acetato, siendo consideradas como bacterias Bio-P o BAF, mientras que otras utilizan la vía de degradación de la glucosa en presencia o ausencia de oxígeno.

3.1.5 Interacciones de microorganismos involucrados en la Eliminación Biológica de Fósforo

Existe la necesidad de crear condiciones para las transformaciones de la mo, tales como concentración de las aguas residuales, aeración y agitación, que son las principales condiciones operacionales que determinan las características del microambiente de los lodos y el control de la dinámica de poblaciones de la biomasa activa. Es por eso que la importancia del estudio de la dinámica de los lodos activados esta determinada por la presencia o ausencia de pequeñas poblaciones mixtas, así como las interacciones de los microorganismos con otros grupos que pueden influir positiva o negativamente sobre el proceso.

Tabla 3.1. Principales bacterias facultativas y BioP en un sistema de lodos activados que remueve fósforo.

| Microorganismos | | Referencia |
|------------------------------------|-------------|--|
| <i>Aeromonas spp.</i> | Facultativa | Kavanaugh <i>et al.</i> 1991. |
| <i>Aeromonas hydrophila</i> | Facultativa | Brodisch and Joyner, 1983 |
| <i>Pseudomonas vesicularis</i> | BioP | Suresh <i>et al.</i> 1985 |
| <i>Klebsiella pneumoniae</i> | BioP | Gersberg, 1985 |
| <i>Micrococcus</i> | BioP | Ye <i>et al.</i> 1988 |
| <i>Arthrobacter globiformis</i> | BioP | Shoda <i>et al.</i> 1980 |
| <i>Enterobacter</i> | BioP | Lötter y Murphy, 1985 |
| <i>Moraxella spp</i> | BioP | Streichan and Schön, 1991 |
| <i>Pseudomonas spp.</i> | Aerobia | Brodisch, 1983 |
| <i>Pasteurella spp.</i> | Aerobia | Brodisch, 1983 |
| <i>Alcaligenes spp.</i> | Facultativa | Mostert and Gerber, 1989 |
| <i>Acinetobacter calcoaceticus</i> | Aerobia | Buchan, 1981; Deinema <i>et al.</i> 1980; Fuhs and Chen, 1975, Lawson and Tonhazy, 1980 |
| <i>Escherichia coli</i> | Facultativa | Mostert and Gerber, 1989 |
| <i>Citrobacter freundii</i> | Facultativa | Mostert and Gerber, 1989 |

En general, los microorganismos que se pueden encontrar en el tratamiento biológico de aguas residuales están clasificados en tres categorías generales: (1) microorganismos que participan en el proceso del tratamiento biológico en la biofloculación y la degradación de compuestos orgánicos e inorgánicos; (2) los microorganismos que causan algún tipo de problema en el proceso de tratamiento; y (3) los microorganismos que no participan en el proceso de tratamiento, tales como microorganismos patógenos, parásitos, virus y helmintos (Jones, 1976).

Entre las interacciones que se presentan en la EBF se muestran las siguientes:

3.1.5.1 *Sinergismo*

La presencia de *Aeromonas punctata*, especialmente en la zona anaerobia, aumenta la EBF. En condiciones anaerobias, *Aeromonas punctata* es capaz de tomar el fosfato, incrementando la remoción de fosfato, además, convierte los carbohidratos presentes en las aguas a un sustrato disponible, el cual puede ser fácilmente utilizado por *Acinetobacter calcoaceticus*. Hay un gran número de especies que intervienen en este tipo de asociación, lo cual indica que su presencia ayuda a obtener altas eficiencias en la EBF (Brodisch, 1985).

Por otro lado, también existen relaciones que pueden perjudicar al proceso, por ejemplo:

3.1.5.2 *Competencia*

Existe un grupo de microorganismos llamados bacterias "G", que compiten con las bacterias BioP por el sustrato (acetato) en el sistema de EBF. Estos microorganismos no acumulan fósforo, por lo que no tienen una influencia negativa en el proceso (Cech *et al.* 1994). Las bacterias "G" fueron capaces de dominar sistemas anaerobios-aerobios, aún cuando se utilizó ácido acético como única fuente de sustrato orgánico; sin embargo, las bacterias BioP compiten con éxito por este sustrato con las bacterias "G" (Cech *et al.* 1993).

3.1.5.3 *Depredación*

Esta relación se presenta cuando el TRC en el sistema es alto, por ejemplo hay una depredación directa sobre nanoflagelados y una competencia efectiva por el alimento con ciliados (Poole and Fry, 1980). Estos fenómenos pueden promover el crecimiento de bacterias no poliP. La depredación que ejercen los rotíferos sobre

bacterias dispersas no es fácilmente medible, pero se ha visto que puede afectar la EBF (Muroga and Yasunobu, 1987).

3.1.6 Factores que afectan la Eliminación Biológica de Fósforo.

Los medios naturales nunca son uniformes, la temperatura, humedad y la luz varían de la superficie a la profundidad de un cuerpo de agua. En consecuencia, los microorganismos pasan por una etapa de aclimatación, que se refiere a la respuesta de los mecanismos fisiológicos de un organismo como resultado de una exposición prolongada a condiciones ambientales específicas.

Es así como los microorganismos acumuladores de fosfato adquieren esta característica y para conservarla, deben estar bajo condiciones óptimas que les permita realizar el mecanismo de sobrevivencia; sin embargo, también se ven afectados por los siguientes factores:

3.1.6.1 Oxígeno disuelto

La alternancia de un período anaerobio con un período aerobio es un prerrequisito (Nicholls and Osborn, 1979). La oxigenación puede ser tan alta, que el oxígeno sea suficiente y disponible en la zona aerobia para los organismos acumuladores de fosfato. Si la capacidad de oxigenación no es suficiente, entonces la captura de fósforo no es la óptima.

3.1.6.2 pH

Algunos resultados de los estudios sobre el efecto del pH, sugieren que la más alta eficiencia en la EBF ocurre a valores de pH entre 7.5 y 8.0. Groenestijn and Deineman (1985) mostraron que la velocidad específica máxima de crecimiento de *Acinetobacter* fue un 42% más alta a un pH de 8.5, en comparación a la realizada a un pH de 7.0.

Tracy and Flammino (1985) estudiaron el efecto del pH sobre la velocidad de captura específica de fósforo en la zona aerobia, y encontraron que existe un pequeño efecto del pH en un intervalo de 6.5 a 7.0. A pH inferiores a 6.5, la actividad constantemente declina, la actividad se pierde a un pH de 5.2.

Smolders *et al.* (1994) mencionan el efecto que podría tener el pH a gran escala. A un pH bajo, menos fosfato (menos energía) es necesario para la captura de sustrato, por lo que el rendimiento de biomasa o la captura total de sustrato podría incrementarse dando como resultado una alta fracción de organismos BioP en el proceso.

3.1.6.3 *Temperatura*

La EBF fue estudiada en una unidad de laboratorio sobre un intervalo de temperatura de 5-15 °C (Sell *et al.* 1981). En estudios piloto a 5 °C se obtuvo una mejor remoción de fósforo con un efluente de fósforo soluble de 0.9 mgP/l, en comparación con el sistema que opera a 15 °C (Vinconneau *et al.* 1985). El contenido de fósforo de los lodos, con la operación a 5 °C fue de 4.7%, comparado con un intervalo de 3.5 a 4.9% para períodos de temperatura altos.

Un sistema anaerobio-aerobio reveló que la remoción de fósforo no se ve afectada por temperaturas más bajas de 10 °C (Kang, 1985). Shapiro *et al.* (1967), observaron que la velocidad específica y la liberación de fósforo en un sistema de lodos activados se incrementó por un factor de 5, cuando la temperatura aumenta de 10 °C a 30 °C.

Fuhs and Chen (1975), observaron que la temperatura óptima para la captura máxima de fosfato por *A. lwoffii* es de 20 a 24 °C. A temperaturas entre 10 y 37 °C, la captura de fosfato se ve significativamente inhibida, por lo que el proceso de lodos activados con EBF no opera a temperaturas del invierno. La temperatura no parece representar un papel muy importante en la EBF, sin embargo, a bajas

temperaturas se observan poblaciones microbianas que van desde la categoría mesofílica y psicrófilas que inclusive pueden manifestar altos rendimientos celulares. Aunque la temperatura de las aguas residuales no afecta significativamente la remoción de fósforo, la rapidez de la reacción, especialmente la hidrólisis, se ve reducida.

3.1.6.4 *Disponibilidad de sustrato*

La composición del agua residual representa un papel importante en el proceso de EBF, especialmente si los productos orgánicos de la fermentación son disponibles para los microorganismos que acumulan fósforo.

Los productos de la fermentación en la zona anaerobia (AGV), son asimilados por los microorganismos acumuladores de fosfato tan rápido como son producidos (Hao and Chang, 1987). Las aguas residuales domésticas que poseen una cierta concentración de AGV, incrementan el porcentaje de EBF.

3.1.6.5 *Nitrato*

Los nitratos inhiben el proceso de EBF en la zona anaerobia. Cuando los nitratos están presentes en la zona anaerobia, existe un elevado potencial redox, lo que provoca la falta de producción de AGV. Tan pronto como el nitrato es removido, la liberación de fosfato toma lugar como señal de la producción de AGVs (Rensink, 1991; Kuba *et al.* 1993; Takeuchi, 1991).

3.1.6.6 *Tiempo de retención celular*

El TRC tiene influencia en la EBF, los estudios de Shao *et al.* (1992); Mamais and Jenkins, (1992); Christenson *et al.* (1996) y Smolders *et al.* (1995) son una muestra de ello, los cuales son discutidos en el capítulo posterior.

3.2 ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO

La eliminación biológica de nitrógeno (EFN) se efectúa por acción de dos procesos: nitrificación y desnitrificación.

3.2.1 Efectos del Nitrógeno sobre el medio ambiente

El nitrógeno entra a la corriente de las aguas residuales domésticas principalmente como urea, combinada en las heces y otros materiales orgánicos. La Urea es un compuesto orgánico nitrogenado, es hidrolizado a nitrógeno amoniacal dependiendo del pH y dióxido de carbono en el medio (Mateju *et al.* 1992).

En la fig. 3.8 se presentan los efectos que producen los diferentes compuestos de Nitrógeno en el medio ambiente, por ejemplo: eutrofización, lluvia ácida y corrosión (Mitchell, 1978).

Uno de los primeros productos intermediarios de la oxidación del N-NH_4^+ es el NH_2OH , siendo un compuesto tóxico inestable. Posteriormente, es transformado a NO_2^- , cuya acumulación resulta en una metaglobinemia, y por último el nivel más alto de oxidación del N-NH_4^+ son los NO_3^- , cuya presencia contribuye al fenómeno de eutrofización completando con esto la Nitrificación. La reducción de nitrato hasta N_2 es conocida como desnitrificación, los productos intermediarios como el NO^- causan trastornos en el balance de ozono, y el N_2O provoca el efecto de invernadero.

Algunas descargas industriales aportan cantidades significativas de nitrógeno a la corriente de aguas residuales. Dentro de los efluentes industriales que contienen altas cantidades de nitrógeno se encuentran los generados en la producción de

fertilizantes; procesados de carne y de productos lácteos; refinado del petróleo; plantas de fibra sintética e industrias que limpian con compuestos que contienen amoníaco. Cabe mencionar que la forma de nitrógeno presente es un indicador de la edad y condición del agua residual (Hall, 1984).

Las aguas residuales frescas contienen principalmente, nitrógeno amoniacal y compuestos orgánicos de nitrógeno tales como proteínas, péptidos, aminoácidos, creatinina, ácido úrico, entre otros. Estos compuestos orgánicos son lentamente descompuestos por bacterias hasta nitrógeno amoniacal, dióxido de carbono y agua.

3.2.2 Microbiología y Bioquímica de la eliminación biológica de nitrógeno

La EBN involucra el empleo de microorganismos en los procesos de nitrificación y desnitrificación (Muxí, 1992).

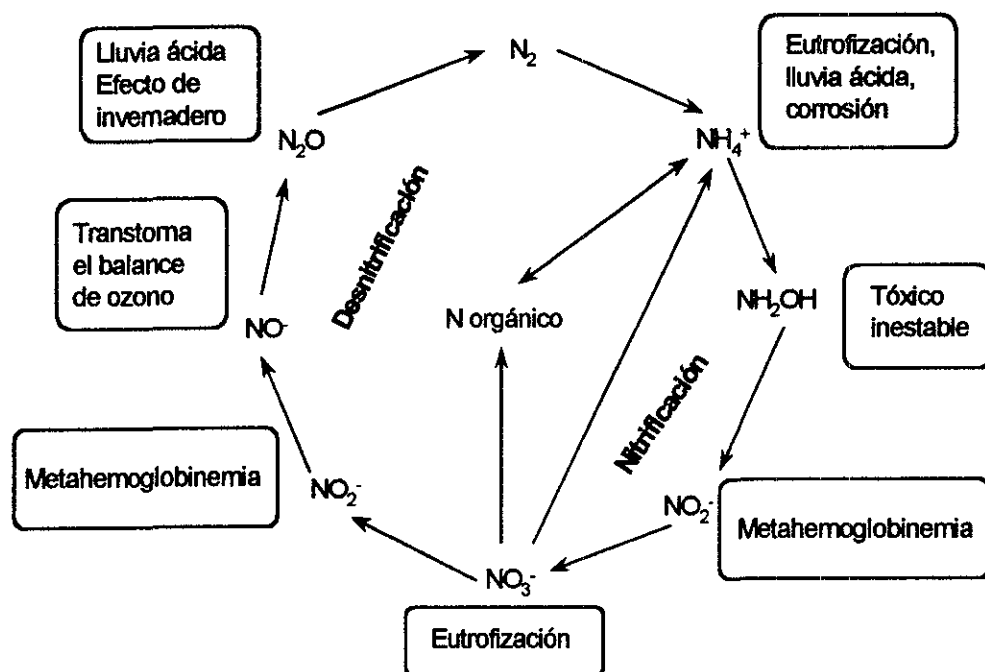


Figura. 3.8. Efectos de la presencia de Nitrógeno en los cuerpos de agua (Mitchell, 1978).

3.2.2.1 Nitrificación

La nitrificación consiste en la oxidación bioquímica del nitrógeno amoniacal a nitrato, pasando por nitrito como producto intermediario. La nitrificación es una reacción secuencial, donde las bacterias Nitrosomonas oxidan el amoniaco a nitritos y los microorganismos del género Nitrobacter realizan la oxidación de nitritos a nitratos (Alexander, 1980).

La reacción estequiométrica para la oxidación del ión amonio a nitritos por medio de Nitrosomonas es:



La reacción de oxidación de nitritos a nitratos por Nitrobacter es:



Comparando las dos reacciones anteriores, se observa que las Nitrosomonas obtienen más energía por mol de nitrógeno oxidado, que el grupo Nitrobacter. Suponiendo que la síntesis celular por unidad de energía producida es igual en ambos géneros de bacterias, se formará mayor cantidad de masa de Nitrosomonas que de Nitrobacter, por mol de nitrógeno oxidado. Por tanto, la velocidad de crecimiento de las Nitrosomonas determina las condiciones necesarias para la nitrificación (Bock *et al.* 1986).

La reacción total es:



Se ha determinado que la nitrificación puede ser realizada por dos vías: autótrofa y heterótrofa (Castignetti and Hollocher, 1984; Van Niel, 1991).

3.2.2.1.a *Nitrificación autótrofa*

Las bacterias nitrificantes autótrofas se dividen en dos grupos. Los microorganismos del primer grupo obtienen energía para el crecimiento a partir de la oxidación del nitrógeno amoniacal a nitrito; las bacterias del segundo grupo obtienen la energía a partir de la oxidación de nitrito a nitrato. En ambos casos, el CO₂ sirve como fuente de carbono.

Bock *et al.* (1986; 1991) y Wood (1986) reportaron la enzimología de la oxidación autótrofa del nitrógeno amoniacal y nitrito. Los nitrificantes autótrofos oxidan nitrógeno amoniacal vía hidroxilamina hasta nitrito (fig. 3.9).

La oxidación del nitrógeno amoniacal se realiza por medio de la amoniaco monooxigenasa, la cual probablemente reacciona con N-NH₃⁺ más que con N-NH₄⁺ (Suzuki *et al.* 1974). Esto explica la naturaleza neutrofílica hasta alcalofílica de la mayoría de los nitrificantes. La reacción es energéticamente desfavorable y la oxidación de hidroxilamina a nitrito por medio de la hidroxilamina oxidoreductasa, genera energía para el crecimiento. En adición a la producción usual de nitrito, la hidroxilamina oxidoreductasa puede formar también N₂O a partir de hidroxilamina y nitrito (Hooper, 1984). De la oxidación de nitrito prosigue a nitrato por medio de la nitrito oxidoreductasa, sin intermediarios detectables (Bock *et al.* 1986).

3.2.2.1.b *Nitrificación heterótrofa*

Los nitrificantes heterótrofos son los menos estudiados. Algunos de estos (incluyendo hongos) oxidan a los grupos de los compuestos de nitrógeno

inorgánico, amonio y nitrito, liberando el nitrógeno como nitrato o nitrito (Verstraete, 1975). Otros grupos oxidan nitrógeno amoniacal a nitrito o nitrato. Los nitrificantes heterótrofos oxidan solamente compuestos de nitrógeno reducidos si se encuentran en un sustrato orgánico externo (Castignetti and Hollocher, 1984), ver fig. 3.9.

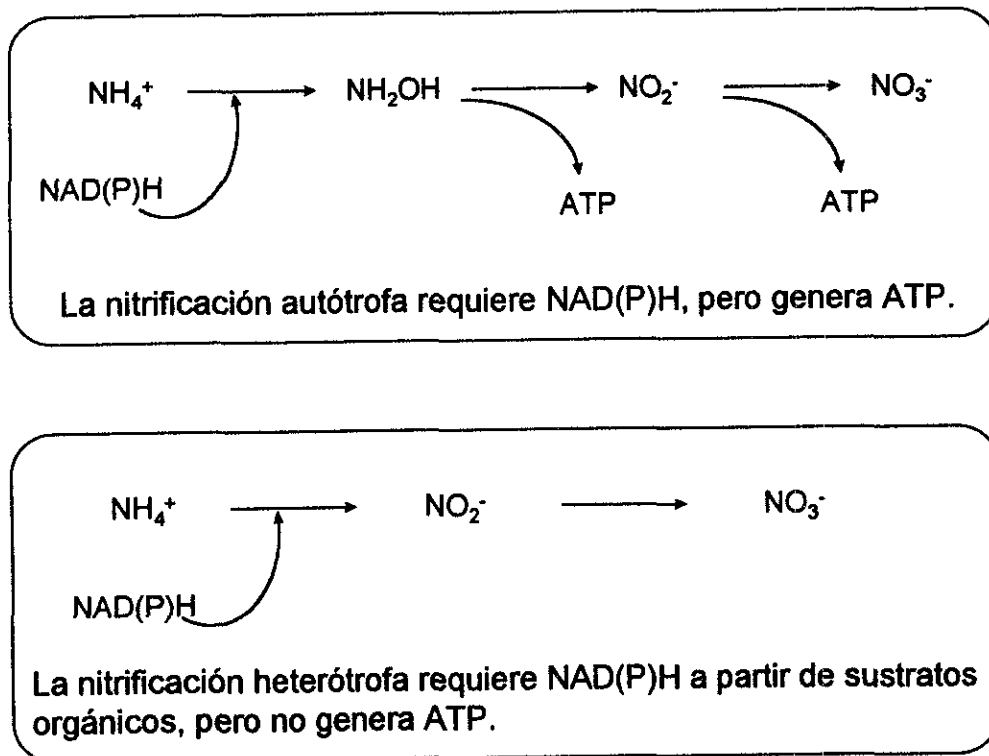


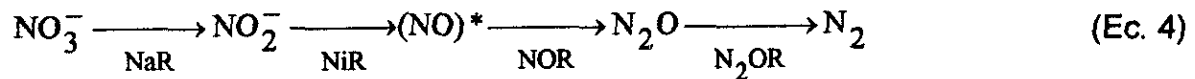
Figura 3.9. Vía autótrofa y heterótrofa de oxidación del amonio (Alexander, 1980).

3.2.2.2 Desnitrificación

La desnitrificación es la reducción desasimilatoria de los nitratos a nitrógeno molecular. Este proceso es efectuado por bacterias que, en condiciones aerobias, emplean el oxígeno como receptor final de electrones, pero cuando se encuentran en ausencia de oxígeno disuelto (condiciones anóxicas), emplean los óxidos de nitrógeno presentes en el medio como receptor final de electrones (Mateju *et al.* 1992).

Diversos grupos de bacterias llevan a cabo la desnitrificación. Algunas son heterótrofas: *Pseudomonas denitrificans* y *Achromobacter*, otras son bacterias autótrofas: *Tiobacillus denitrificans* y *Micrococcus denitrificans*. Aunque la desnitrificación en la mayoría de las veces es realizada por bacterias heterótrofas (Muxí, 1992).

Knowles (1982), reporta que, en sistemas acuáticos, la reducción del oxígeno en niveles cercanos a 0.2 mg/l es el punto crítico para favorecer o inhibir la desnitrificación. Cuando existe ausencia de oxígeno disuelto y presencia o ausencia de materia orgánica, las enzimas óxido-reductasas participan en el proceso de desnitrificación Ec. 4.



- NaR = Nitratoreductasa
- Ni = Nitritoreductasa
- NOR = Óxido nítrico reductasa
- N₂OR = Óxido nitroso reductasa

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

Robertson *et al.* (1988) reportaron que en un sistema continuo y bajo condiciones aerobias, se favoreció la nitrificación y se presentó simultáneamente el fenómeno de desnitrificación.

3.2.3 Factores que afectan a la Nitrificación

El control del proceso biológico de nitrificación depende principalmente de la capacidad de los microorganismos nitrificantes para oxidar el nitrógeno amoniacal a nitratos. Unido a ello, existen una serie de factores en el medio de reacción que deben controlarse ya que afectan la eficiencia del proceso. Estos factores son:

concentración de nitrógeno amoniacal, pH, temperatura, concentración de oxígeno disuelto y sustancias tóxicas.

3.2.3.1 Oxígeno disuelto

Se requieren aproximadamente 4.2 g de oxígeno por cada gramo de N-NH_4^+ removido. De acuerdo con Wild (1971), se necesitan 4.3 g de O_2 por cada g de N-NH_4^+ oxidado.

3.2.3.2 pH

El pH tiene importancia vital en la eficiencia de la nitrificación. Wild *et al.* (1971) y Huang *et al.* (1974), indican que el pH óptimo para el proceso es de 8.4-8.5; lo cual concuerda razonablemente con lo indicado por Carpenter (1983), como se muestra en tabla 3.2.

En la fig. 3.10 se muestra con pH entre 7.8 a 8.9 una tasa de nitrificación del 90 por ciento. A valores menores de 7.0 y mayores de 9.8, la eficiencia se reduce en un 50 por ciento.

Tabla 3.2. pH óptimo para las bacterias nitrificantes (Carpenter, 1983).

| Bacterias | pH mínimo | pH óptimo | pH máximo |
|--------------|-----------|-----------|-----------|
| Nitrosomonas | 7.6 | 8.5-8.8 | 9.4 |
| Nitrobacter | 5.7 | 8.4-9.2 | 10.2 |

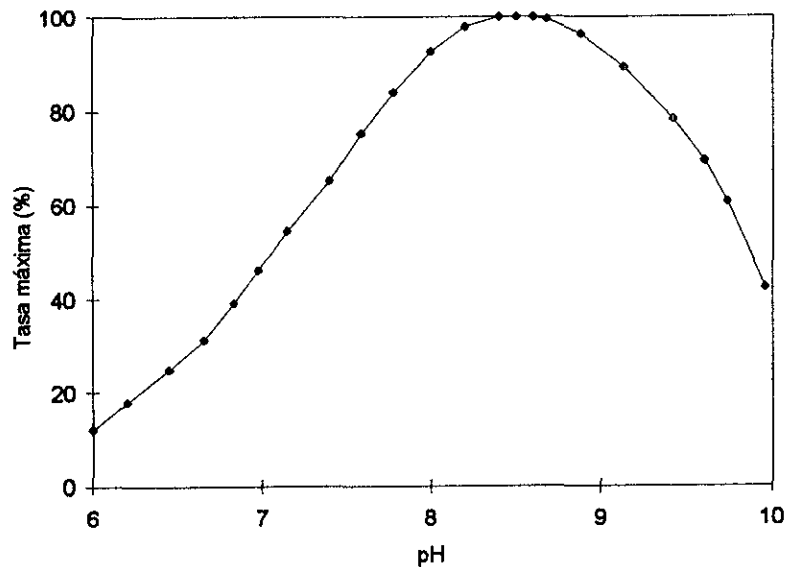


Figura 3.10. Tasa máxima de nitrificación a diferentes pH y temperatura constante (Wild *et al.* 1971).

3.2.3.3 *Temperatura*

En un cultivo mixto de bacterias, cualquier cambio en la temperatura ocasiona un cambio en la velocidad de la reacción. La literatura registra un amplio intervalo para el crecimiento de bacterias nitrificantes.

Randall *et al.* (1992) demuestra que la variación de la temperatura dentro de un intervalo de 15 a 35 °C tiene poco efecto sobre la nitrificación. Richard and Baggaley (1975), estudiaron el efecto de la nitrificación ante cambios rápidos en la temperatura. Un incremento de 4 °C aumenta casi un 5 por ciento la conversión de nitrógeno amoniacal a nitritos, mientras que una disminución de 1 °C la redujo en un 30 por ciento. El incremento en la temperatura aumenta un 12 por ciento la conversión de nitritos a nitratos; mientras que la disminución de 1.5 °C causa una reducción del 8 por ciento.

En términos generales, las altas temperaturas aceleran el proceso de nitrificación, y esto puede relacionarse con la química del nitrógeno amoniacal. De acuerdo

con la relación de equilibrio (Norouzian, 1983) y según el principio de Le Chatelier Braun, la adición de calor al sistema hace que el equilibrio se desplace de derecha a izquierda (en el sentido de la hidrólisis), aumentando el porcentaje de nitrógeno amoniacal en el sistema.

3.2.3.4 *Concentración de amoniaco*

Normalmente, la concentración de nitrógeno amoniacal limita el crecimiento de las bacterias Nitrosomonas; mientras que la concentración de nitrógeno en forma de nitritos limita el crecimiento de Nitrobacter (Anthonisen, 1976).

3.2.3.5 *Sustancias tóxicas*

Anthonisen (1976), encuentra que entre los electrólitos a los que son sensibles las bacterias nitrificantes, se incluye su propio sustrato. Los nitritos disminuyen la respiración y el crecimiento de las nitrosomonas. Las nitrobacterias son sensibles al ión amonio y al amoniaco libre. Los nitratos son ligeramente tóxicos a ambas especies. Así mismo indican que concentraciones de amoniaco libre de 10 a 150 mg/l inhiben a nitrosomonas y concentraciones de 0.1 a 1 mg/l, inhiben a nitrobacter.

Otros compuestos que causan toxicidad a los microorganismos nitrificantes son: metales pesados, cianuros, compuestos halogenados, fenoles, mercaptanos y tioureas.

3.2.3.6 *Tiempo de retención celular*

El TRC tiene influencia en la EBN, según Winkler (1986) la nitrificación ocurre con TRC de 5 días; Argaman (1985) menciona que se presenta nitrificación con los TRC de 6 hasta los 20 días; Randall *et al.* (1992) manejando TRC a partir de 2 días y hasta 15 encontraron nitrificación.

3.3 TIEMPO DE RETENCIÓN CELULAR EN LOS SISTEMAS BIOLÓGICOS

En los lodos activados, la velocidad de crecimiento de los microorganismos se da como resultado de múltiples factores, tales como temperatura, disponibilidad de nutrientes, presencia o ausencia de depredadores y competencia de las especies por el nicho ecológico. Además de estos factores biológicos, un factor de gran importancia de control técnico es la edad promedio del lodo o TRC.

3.3.1 Tiempo de retención celular

El TRC está definido como la masa promedio de sólidos suspendidos totales en todo el sistema, dividido por la cantidad de lodos de exceso purgados diariamente (Manual of Practice, 1987).

El TRC es el promedio del número de días que los microorganismos permanecen en el proceso, antes de que sean lavados intencional o no intencionalmente (Metcalf and Eddy, 1979).

$$\text{TRC} = \frac{\text{Masa total de sólidos en el proceso de lodos activados}}{\text{Masa total de sólidos lavados en el proceso cada día}} \quad (\text{Ec. 5})$$

Este depende de la producción de biomasa en un ciclo y, por consiguiente, de la velocidad específica de crecimiento, la cual depende de la concentración de sustrato de acuerdo a:

$$C_x(0) = Y_{sx} \cdot \Delta C_s \cdot \frac{\text{TRC} \cdot 24}{t \text{ ciclo}} \quad (\text{Ec. 6})$$

C_x = Concentración de biomasa

Y_{sx} = Rendimiento de la biomasa con respecto al sustrato

C_s = Concentración de sustrato

t = Duración del ciclo

TRC = Tiempo de retención celular

De acuerdo con esta relación, al incrementar el TRC disminuye la producción de biomasa.

Si el TRC del tanque es menor que la velocidad de crecimiento de una especie determinada, entonces esta especie no tiene oportunidad de crecer bajo estas condiciones.

En un sistema estable, el TRC es un método empírico mediante el cual se evalúa la velocidad de crecimiento de las especies que se encuentran bajo condiciones determinadas en el tanque de aeración (Salvado, 1994) y adquiere su importancia como parámetro de diseño, ya que operando en un intervalo óptimo se tendrán altas eficiencias en la remoción de nutrientes, debido a que este parámetro está estrechamente relacionado con la carga orgánica.

3.3.1.1 Carga Orgánica

La Carga Orgánica (C.O) es la cantidad de alimento que se pone a disposición de los microorganismos en un tiempo determinado. Existen varias formas para calcularla, por lo que en la Ec. 7 es presentada para un sistema continuo y discontinuo (González, 1994).

Reactor Discontinuo

$$CO = \frac{V_{LL}}{V_T} \cdot \frac{So}{SST \cdot T_R}$$

Reactor Continuo

$$CO = \frac{Q}{V_A} \cdot \frac{So}{SST} \quad (\text{Ec. 7})$$

Donde:

V_{LL} = Volumen de llenado
 V_T = Volumen total
 So = Concentración de sustrato
 T_R = Tiempo de reacción
 Q = Caudal
 V_A = Volumen del tanque
 SST = Sólidos suspendidos totales

En un cultivo en lote, cuando el crecimiento esta en fase exponencial la velocidad de crecimiento se afecta por la concentración de sustrato (Quintero, 1990).

Se han propuesto varios modelos para describir el efecto global de la disponibilidad de nutrientes y uno que ha obtenido gran aceptación es el propuesto por Monod (1942) (Ec. 8). La relación de Monod se refiere a la velocidad específica de crecimiento (μ) y la concentración del nutriente limitante (S) en un cultivo microbiano.

$$\mu = \mu_{\text{máx}} \frac{S}{K_s + S} \quad (\text{Ec. 8})$$

Donde:

$\mu_{\text{máx}}$ = Velocidad específica de crecimiento en condiciones de concentración ilimitada de nutrientes.

K_s = Constante de saturación

S = Concentración del sustrato

A bajas concentraciones de sustrato, el aumento en la concentración microbiana (X) que resulta del metabolismo de los nutrientes será pequeña, de manera que X será prácticamente constante. El sistema sigue la cinética de primer orden, donde la concentración residual del sustrato controla la velocidad de remoción (Quintero, 1990).

Cuando la concentración de nutrientes es alta, la concentración microbiana X es alta, de manera que el aumento que resulta del metabolismo de los nutrientes, y la remoción del sustrato seguirá la cinética de orden cero, por lo que con una carga orgánica alta, la actividad de los lodos es alta y el TRC es corto. En procesos con carga orgánica baja el TRC es largo, con una baja actividad de los lodos y bajos niveles de nutrientes residuales. Los lodos están dentro de la fase de respiración endógena, donde el decaimiento microbiano supera el crecimiento

microbiano, de manera que el nivel residual de los lodos es también bajo (Mamais and Jenkins, 1992).

Los valores típicos de TRC se encuentran dentro de un intervalo aproximado de 4 días para cargas orgánicas altas, y hasta 10 días o más para las cargas orgánicas inferiores (Manual of Practice OM-9, 1987). Los valores más cortos de TRC corresponden a una velocidad específica de crecimiento de casi el 20% por día y una generación media ("tiempo de duplicación") de 3 a 4 días (Winkler, 1986).

A fin de estar seguros de que los organismos nitrificantes y acumuladores de fosfato no sean lavados del sistema, se tiene que controlar el TRC en un intervalo propicio, para obtener buenas eficiencias en la remoción de nutrientes.

3.3.1.2 *Velocidad específica de crecimiento*

La velocidad específica de crecimiento es la eficiencia de un microorganismo para crecer bajo condiciones óptimas en un determinado tiempo (Quintero, 1990).

La expresión diferencial ($\frac{dx}{dt}$), representa la velocidad de crecimiento poblacional.

3.3.1.3 *Tiempo de duplicación de la biomasa*

El valor de μ se considera constante en la fase exponencial del crecimiento cuando éste es proporcional a la masa de células presentes. Se encuentra relacionada con el tiempo de duplicación (t_d), por lo que esta relación se obtiene a partir de:

$$\ln\left(\frac{X}{X_0}\right) = \mu \cdot t; X = 2X_0 \text{ y } t = t_d \quad (\text{Ec. 9})$$

entonces:

$$t_d = \ln 2 = 0.693$$

El tiempo medio de generación o "tiempo de duplicación" para lodos activados, es de varios días, comparando con las horas, o menos, para cultivos microbianos en condiciones óptimas de crecimiento (Pirt, 1975).

$$t_d = \frac{\ln 2}{\mu} \quad (\text{Ec. 10})$$

t_d = tiempo de duplicación

La ecuación 10 es de importancia biológica, pues si se tabulan los tiempos de duplicación máximos para bacterias, levaduras, mohos y protozoarios, se observa que estos tiempos se agrupan, siendo las bacterias las que tienen un t_d menor y los protozoarios uno mucho mayor. Se observa la existencia de traslape, de aquí se deduce que los organismos unicelulares crecen no necesariamente más aprisa que un micelial. Las condiciones ambientales tienen una gran influencia en el crecimiento microbiano, de manera que $\mu = f(T^\circ\text{C}, \text{pH}, \text{naturaleza y composición de los nutrientes, fuerza iónica, etc})$.

En la tabla 3.3 se muestra el tiempo de duplicación de microorganismos bajo condiciones óptimas de crecimiento, en donde se observa el contraste del tiempo de duplicación de bacterias heterótrofas en min, a horas en bacterias autótrofas (en este caso *Nitrobacter agilis*). Lo cual quiere decir o inferir, que en una planta para tratamiento de aguas residuales, en la cual no se tienen todas las condiciones controladas y donde existe la competencia de microorganismos por el sustrato, se espera que el tiempo de duplicación tanto para BAF como nitrificantes sea de días.

Tabla 3.3. Tiempo de duplicación de microorganismos bajo condiciones óptimas de crecimiento (Stanier, 1992).

| Microorganismos | °C | h |
|---|----|-------------------|
| <i>Beneckea natriegens</i> | 37 | 0.16 |
| <i>Bacillus stearo thermophilus</i> | 60 | 0.14 |
| <i>E. coli</i> | 40 | 0.35 |
| <i>B. subtilis</i> | 40 | 0.43 |
| <i>Pseudomonas putida</i> (heterótrofa) | 30 | 0.75 ^a |
| <i>Vibrio marinus</i> | 15 | 1.35 |
| <i>Rhodopseudomonas sphaeroides</i> | 30 | 2.2 |
| <i>Mycobacterium tuberculosis</i> | 37 | 6 |
| <i>Nitrobacter agilis</i> (autotrófica) | 37 | 20 ^a |

a = Crecimiento en medio sintético

3.3.1.4 Rendimiento

La relación entre la cantidad de células producidas o productos celulares y el sustrato consumido se denomina rendimiento (Y) (Pirt, 1975). Se define como los gramos de células producidas o gramos de producto/gramos de sustrato utilizado. Este depende de las condiciones de crecimiento (pH, temperatura, concentración de oxígeno, etc) y del tipo de cultivo (batch o continuo).

3.3.2 Métodos de control del tiempo de retención celular

La optimización del proceso de lodos activados depende del control de la masa de microorganismos activos en el sistema. La masa de microorganismos es siempre controlada por la purga diaria de los mismos.

Los métodos más comunes para determinar la cantidad de lodos que se van a purgar son:

3.3.2.1 *Carga orgánica constante*

1. La cantidad de alimento suministrado es importante para calcular la C.O. La concentración de alimento se estima con la prueba de la demanda química de oxígeno (DQO) o la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), proporcionando la cantidad aproximada de alimento consumido por los microorganismos.
2. La cantidad de microorganismos puede estar representada por los sólidos suspendidos volátiles del licor mezclado (SSVLM), aunque estos pueden no ser viables. Los SSVLM son una buena aproximación de la concentración de microorganismos en el licor mezclado.

3.3.2.2 *Sólidos suspendidos del licor mezclado*

Este proceso de control es usado por algunos operadores porque es muy sencilla su operación, e implica un control mínimo en el laboratorio. Esta técnica produce una buena calidad del efluente, la cual consiste en mantener la concentración de sólidos suspendidos constantes en el tanque de aeración.

3.3.2.3 *Sedimentación de los lodos*

Según Rodrigo *et al.* (1996), el TRC tiene influencia sobre esta operación, ya que observaron que al manejar tiempos menores de 11 días se presentaban problemas de sedimentación de los sólidos. Ramalho (1983) menciona que el IVL decrece con el TRC, de acuerdo a los límites impuestos por la disponibilidad del sustrato.

3.3.3 Relación Carga Orgánica, Tiempo de retención celular y Biocenosis

En la fig. 3.11 se observa que la biocenosis cambia con la C.O y el TRC, ya que existen ciertas especies que están presentes en todos los tipos de cargas

orgánicas y cambian solamente con el TRC. Por otra parte, un aumento de especies en los lodos se presenta cuando la C.O disminuye y el TRC aumenta. La biocenosis aumenta y por lo tanto la diversidad de las especies. Los organismos representativos de los lodos activados a tiempos de retención elevados (cargas menores) son los metazoarios que tienen una velocidad de crecimiento lenta.

De lo anterior se concluye que las especies que presentan una velocidad de crecimiento menores que el TRC de los lodos tienen más factibilidad de desarrollarse dentro del sistema.

3.3.4 Efecto del tiempo de retención celular sobre la eliminación de fósforo y nitrógeno.

Como se mencionó, tanto el TRC de los lodos como otros factores operacionales y ambientales, tienen influencia en la EBF y N, pero con respecto a lo que concierne a fósforo, éste se ve afectado. En estudios reportados por Mamais and Jenkins (1992), se observó que a valores bajos de TRC, la capacidad de remoción de fósforo decrece, estando este comportamiento en función de la temperatura.

Por otro lado, Shao *et al.* (1992), encuentran que la EBF es nula cuando se reduce el TRC de 3 a 1.5 días. En tanto, Smolders *et al.* (1995) estudiaron el efecto que tiene el TRC sobre la producción de PHB, observando que al incrementar el TRC, es decir, al incrementar el rendimiento de la biomasa, el contenido de PHB al final de la fase anaerobia depende de la concentración de biomasa y de la alimentación de sustrato al sistema. Se concluyó que el contenido de PHB se incrementa cuando baja el TRC.

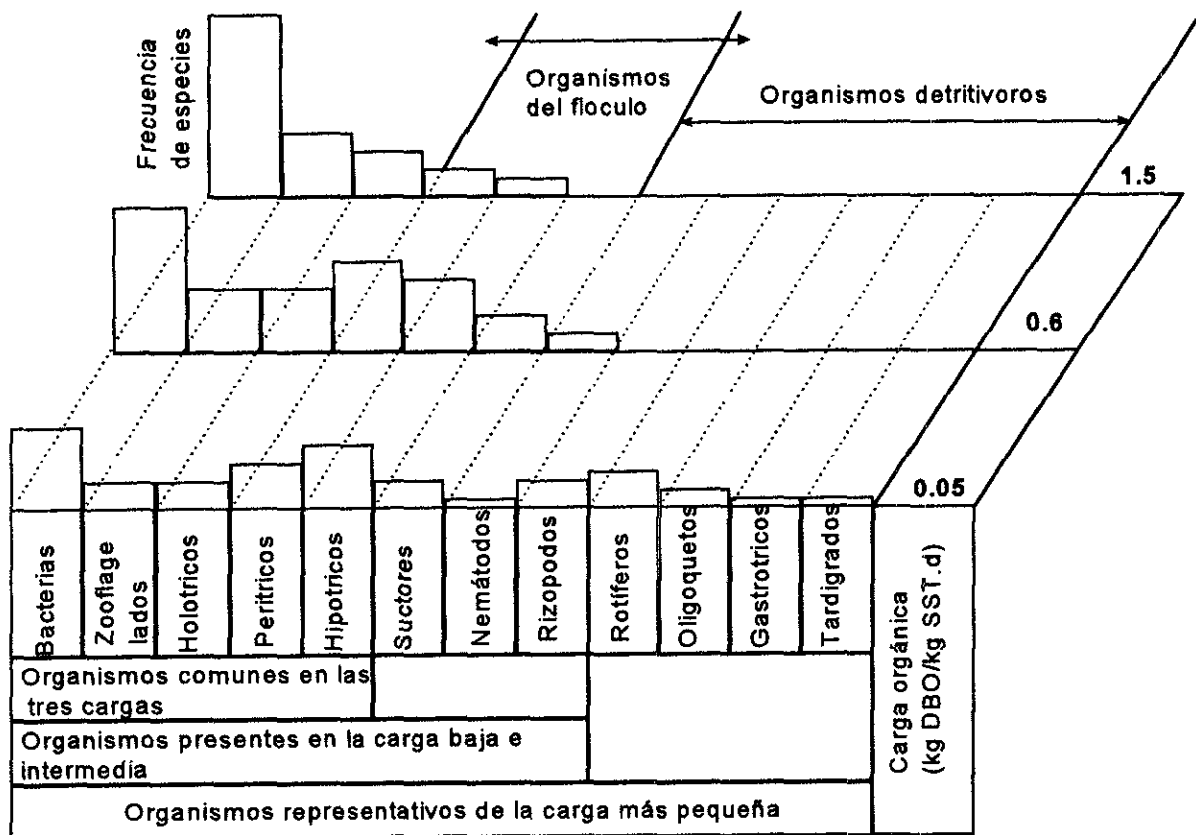


Figura 3.11. Presencia y abundancia de organismos en un sistema con tres niveles de carga (Bernard, 1992).

Para mantener a una población de nitrificantes en un sistema, el TRC debe ser suficientemente largo para evitar la purga de los microorganismos, a fin de alcanzar un grado satisfactorio de nitrificación. Según estudios de Prakasam *et al.* (1979), se logra nitrificación a temperaturas de 9 °C y un TRC de 19 días, en tanto que para temperaturas de 16-23 °C, un TRC de 5 días fue suficiente para llevar a cabo la nitrificación (Sedlak, 1991; Argaman, 1985 y Randall, 1992).

3.4 PROCESOS INDUSTRIALES EXISTENTES PARA LA ELIMINACIÓN DE FÓSFORO Y NITRÓGENO

Los procesos industriales para la remoción biológica de nutrientes son modificaciones del sistema de lodos activados y tienen como principal objetivo eliminar material orgánico carbonoso, fósforo y nitrógeno. Existen procesos que únicamente remueven fósforo y carbono (PhoStrip, A/O, AA/OO) y otros que remueven tanto fósforo como carbono y nitrógeno (Bardenpho, UCT, UCT modificado y Bardenpho).

3.4.1 Procesos biológicos para la eliminación de fósforo

Como fue mencionado en el apartado 3.1 de acuerdo al metabolismo de las BAF, es necesaria la fase anaerobia/aerobia. Los procesos biológicos que emplean este requisito se presentan a continuación.

3.4.1.1 Proceso PhoStrip

El proceso PhoStrip fue propuesto por primera vez por Gilbert Levin en 1965 (Levin and Shapiro, 1965; Levin *et al.* 1972; Levin *et al.* 1975). Es una modificación del sistema de lodos activados, que consiste en someter a condiciones anaerobias una parte de los lodos (provenientes del sedimentador secundario), los cuales son recirculados para que liberen los PO_4^{3-} almacenados en condiciones aerobias.

Este período dura entre 8 y 12 h. Posteriormente como se puede ver en la fig. 3.12, se utiliza una corriente de agua con baja concentración de PO_4^{3-} , ya sea proveniente del sobrenadante del tratamiento químico o del sedimentador primario, que sirve para arrastrar los fosfatos a la planta química donde son precipitados con cal (Levin *et al.* 1982). El proceso PhoStrip es capaz de producir

efluentes con concentraciones promedio de fósforo (fosfatos) inferiores a 1 mg/l, sin filtración.

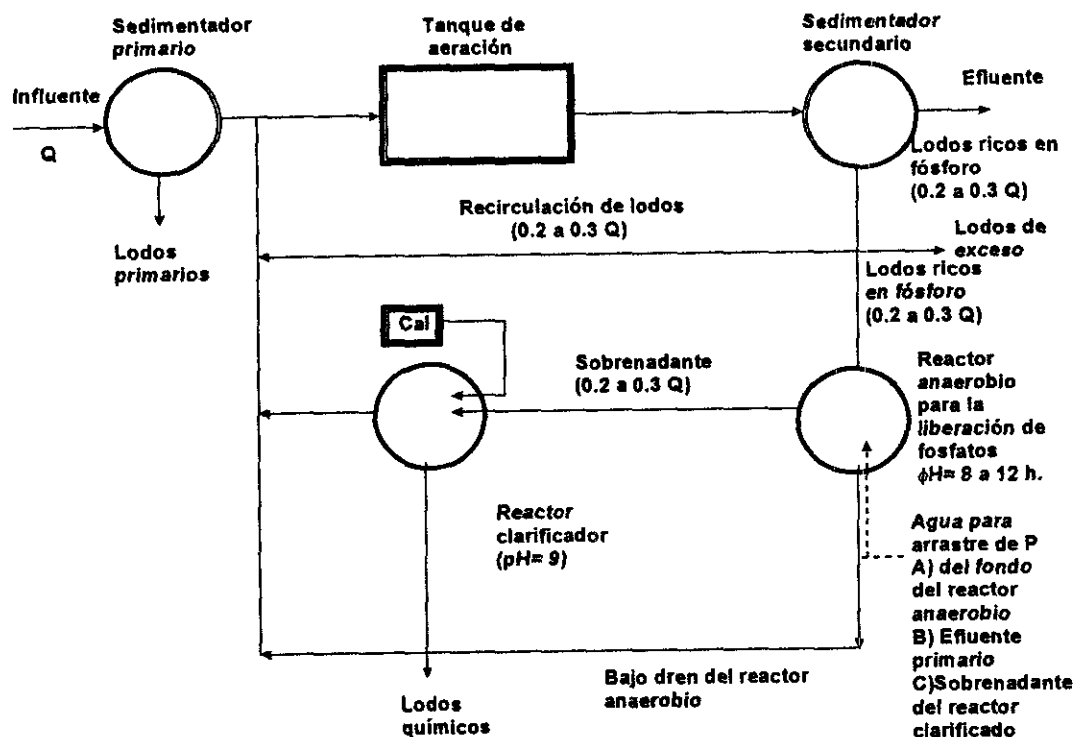


Figura 3.12. Diagrama del proceso PhoStrip (González, 1992).

3.4.1.2 Proceso A/O

El proceso A/O (Anaerobio/Óxico) fue desarrollado por Air Products and Chemical Inc para eliminar material orgánico carbonoso, nitrógeno y fósforo de las aguas residuales (Hong et al. 1982; Krichen et al. 1987). Este proceso combina secuencias anaerobia, anóxica y óxica. La fig. 3.13 muestra el diagrama general del proceso. El diseño puede ser orientado hacia la EBF con o sin nitrificación y desnitrificación. El proceso típico consta de tres reactores anaerobios seguidos de tres o más reactores aerobios. Los lodos que salen de los reactores son separados en un sedimentador secundario y recirculados al primer reactor donde se lleva a cabo la captura de sustrato bajo condiciones anaerobias. Durante la fase anaerobia liberan fosfatos que se vuelven a capturar en la fase aerobia

posterior. Esto hace que los reactores anaerobios requieran mezcladores que no transfieran oxígeno.

La etapa óxica sirve para oxidar el sustrato almacenado y para capturar fosfatos; la oxigenación se puede llevar a cabo con aire o con oxígeno puro. El fósforo se separa con los lodos de exceso. Si se requiere desnitrificación adicional, el proceso se diseña con una etapa anóxica entre las etapas anaerobia y óxica. La sección anóxica es deficiente en oxígeno disuelto, pero contiene oxígeno en forma de nitritos y nitratos, lo cual se logra recirculando una parte del líquido a la sección óxica.

La concentración de ortofosfatos en las aguas residuales puede ser reducida a menos de 1 mg/l sin nitrificación simultánea, por medio del proceso A/O.

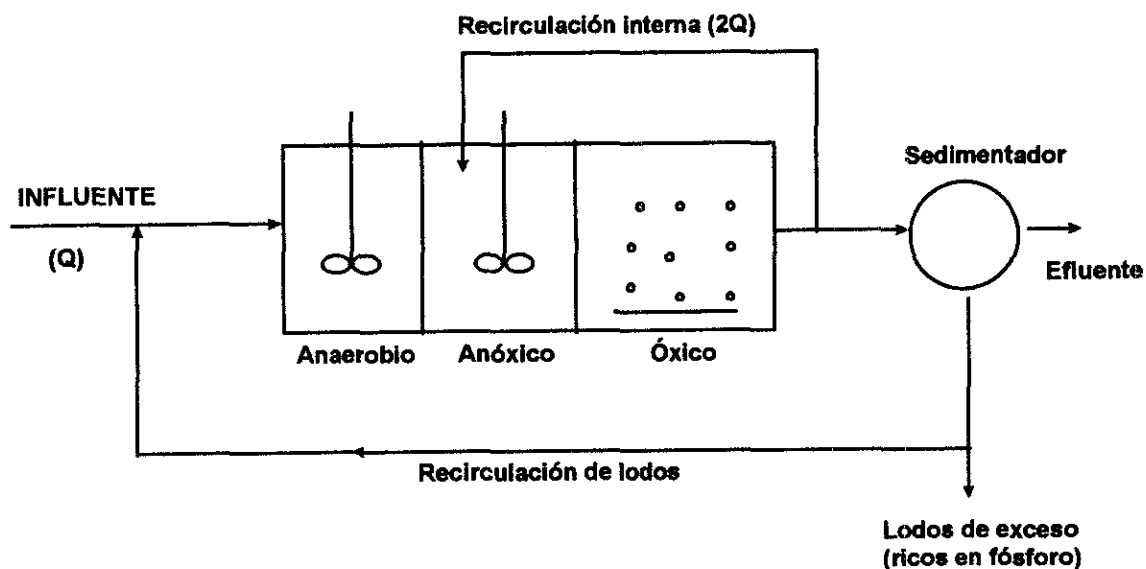


Figura 3.13. Proceso A/O (Sedlak, 1991).

3.4.1.3 Proceso AA/OO

El proceso AA/OO es la modificación del proceso A/O, el cual lleva una etapa anaerobia/óxica. El licor mezclado pasa a una zona anaerobia y posteriormente a

una zona óxica. Finalmente el licor mezclado pasa a un sedimentador secundario donde el lodo que es rico en fósforo sedimenta y retorna a la zona anaerobia. El fósforo removido de las aguas residuales se encuentra en el interior de los lodos de exceso. Para la EBFyN, la planta es expandida con una zona anóxica entre la zona anaerobia y óxica, para desnitrificación. El licor mezclado recirculado de la zona aerobia a la zona anóxica contiene de 100-300% del flujo del influente (Rensink, 1993).

3.4.2 Procesos biológicos para la eliminación biológica de nitrógeno

La combinación de los procesos biológicos para la nitrificación, desnitrificación y remoción de nutrientes carbonosos presenta un número considerable de posibilidades con diversas configuraciones en el tren de tratamiento.

3.4.2.1 Sistemas combinados

El uso de la materia orgánica para la desnitrificación, implica que la etapa de desnitrificación sea alimentada con aguas residuales con suficiente DBO residual, o si no, alimentada con aguas residuales sin tratar, o diluidas con efluente recirculado. La primera de estas alternativas se emplea en los sistemas de canales circulantes, el "Carrousel" y la zanja Paasver (Rensink, 1993).

Estos sistemas operan como plantas convencionales o de tratamiento a baja tasa, pero con secciones de los canales en condiciones anóxicas. Debido a la naturaleza de flujo tapón de los canales, el nivel de la concentración del oxígeno disuelto cae a cero en algún punto del canal, si no tiene más aeración. La situación de este punto puede controlarse con la instalación de sondas de oxígeno disuelto a intervalos a lo largo del canal, utilizando sus señales para regular la intensidad de la aeración. Se trata de un sistema combinado donde uno de los lodos efectúa la nitrificación, la desnitrificación y la remoción de la DBO (Wiesman, 1994).

La remoción de nitrógeno se acompaña de desnitrificación y nitrificación de aguas residuales. En la fig. 3.14 se presentan tres formas del proceso de remoción de nitrógeno: (a) sistema de estados separados, (b) sistemas de una etapa con recirculación de licor mezclado.

3.4.2.1.a Sistemas de estados separados

En el sistema de dos etapas, la remoción de materia orgánica y nitrificación es llevada a cabo en la primera unidad aerobia de los lodos activados. El efluente (clarificador) de esta etapa es pasado al tanque de reacción donde las condiciones anóxicas prevalecen, ocurriendo la desnitrificación. Sin embargo, el carbono orgánico de las aguas residuales es removido en la primera etapa. Una fuente de carbono externa (ej. metanol) es requerido y sirve como aceptor de electrones en el tanque de desnitrificación.

3.4.2.1.b Sistema de una etapa

En el sistema de recirculación de una etapa, el licor mezclado contiene una mezcla de microorganismos heterótrofos y autótrofos. Durante la etapa de crecimiento, los microorganismos heterótrofos oxidan material orgánico carbonado en el tanque aerobio y anóxico, utilizando al oxígeno molecular como aceptor de electrones durante la formación de nitratos. Los microorganismos autótrofos presentes en el tanque aerobio, emplean oxígeno molecular y carbono inorgánico mientras oxidan amoníaco. El amonio que entra del tanque anóxico al tanque aerobio es oxidado para obtener nitrato. La característica clave del sistema de una etapa de alta tasa es el licor mezclado recirculado del tanque aerobio al anóxico.

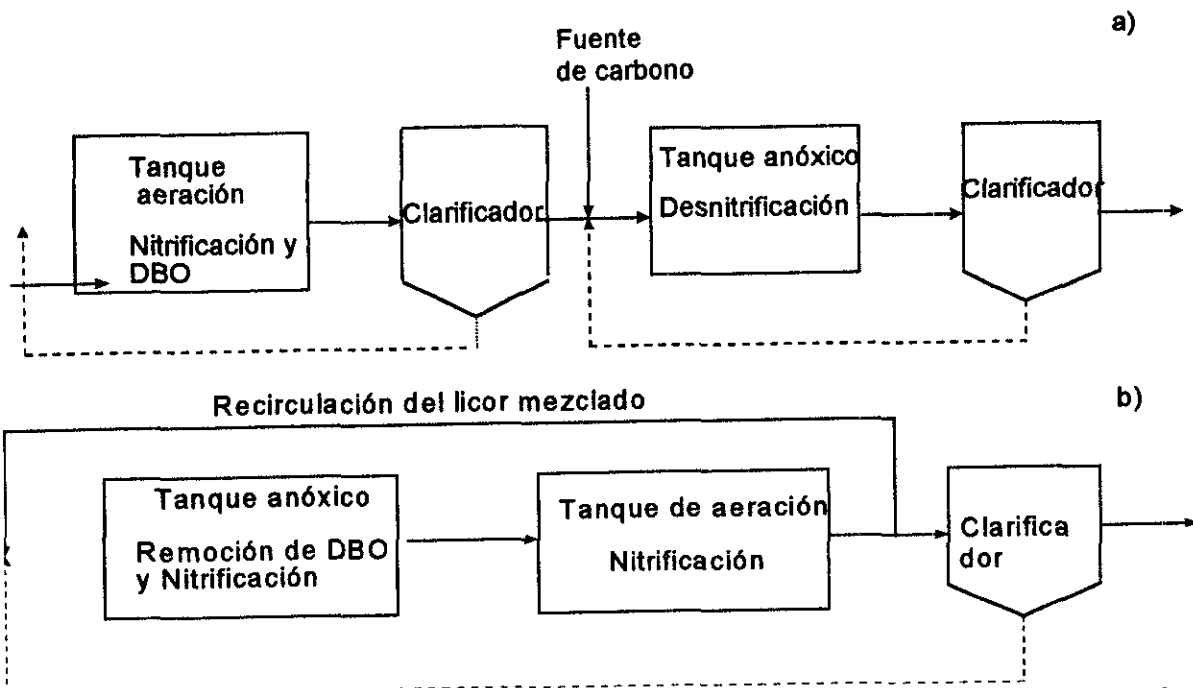


Figura 3.14 Sistemas de tratamiento combinados a) Sistema de estados separados; b) Sistema de una etapa con recirculación de licor mezclado.

3.4.3 Procesos biológicos para la eliminación biológica de nitrógeno y fósforo

Se han implementado sistemas tanto para la eliminación de material orgánico, como para fósforo y nitrógeno, entre los cuales se encuentran los siguientes:

3.4.3.1 Proceso Bardenpho

El proceso Bardenpho fue propuesto por James Barnard en Pretoria, República de Suráfrica. Es una modificación del sistema de lodos activados y está diseñado para eliminar simultáneamente material orgánico carbonoso, nitrógeno y fósforo.

La fig. 3.15 muestra el diagrama del proceso Bardenpho. La primera etapa del proceso es anaerobia, para permitir la captura del material orgánico y liberación de fosfatos. La segunda etapa es anóxica, para desnitrificar la corriente

recirculada de la tercera etapa. La tercera etapa es aerobia, para lograr la oxidación del material orgánico almacenado por los organismos que acumulan fosfatos, capturando nuevamente el fosfato liberado en la primera etapa y así oxidar (nitrificar) el nitrógeno amoniacal contenido en el agua residual. El licor mezclado de esta etapa es recirculado a la anterior para reducir los nitratos a nitrógeno molecular (desnitrificación). La cuarta etapa tiene por objeto desnitrificar el remanente de la tercera etapa y lograr la eliminación completa de nitrógeno. La quinta y última etapa consiste en airear para garantizar la eliminación del material orgánico y el almacenamiento de fosfato que no fue capturado en etapas anteriores, así como para aumentar la concentración de oxígeno disuelto antes de descargar el agua en el cuerpo receptor.

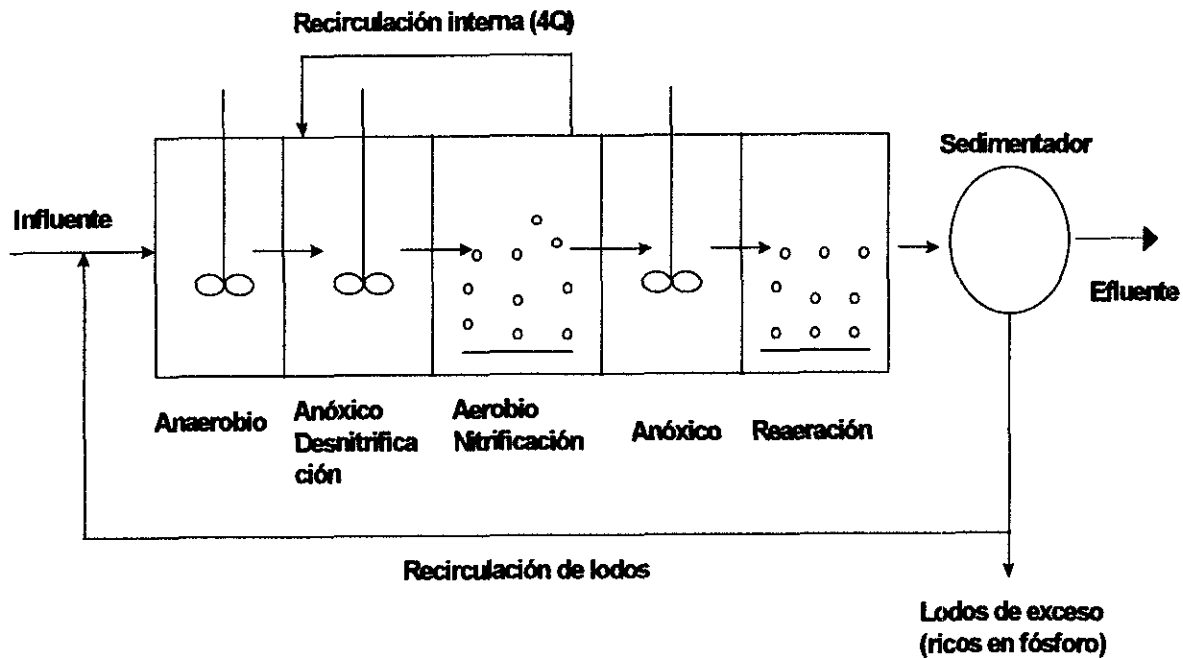


Figura. 3.15. Proceso Bardenpho (Sedlak, 1991).

3.4.3.2 Proceso UCT

El proceso UCT fue aportado por la University of Cape Town y es una derivación del proceso Bardenpho modificado. La modificación de este proceso baja la concentración de nitrato para la zona anaerobia, por una recirculación interna de

licor mezclado, como se muestra en la fig. 3.16. En el proceso UCT, los nitratos recirculados a partir del reactor aerobio podrían ser controlados también en la zona anóxica, estando sobrecargada con nitratos para minimizar la recirculación de nitrato a la zona anaerobia. El licor mezclado recircula una cantidad de 100-200% del flujo del influente. Debido al manejo de TRC largos en la zona anóxica, las características de los lodos se inclinan hacia los lodos esponjosos.

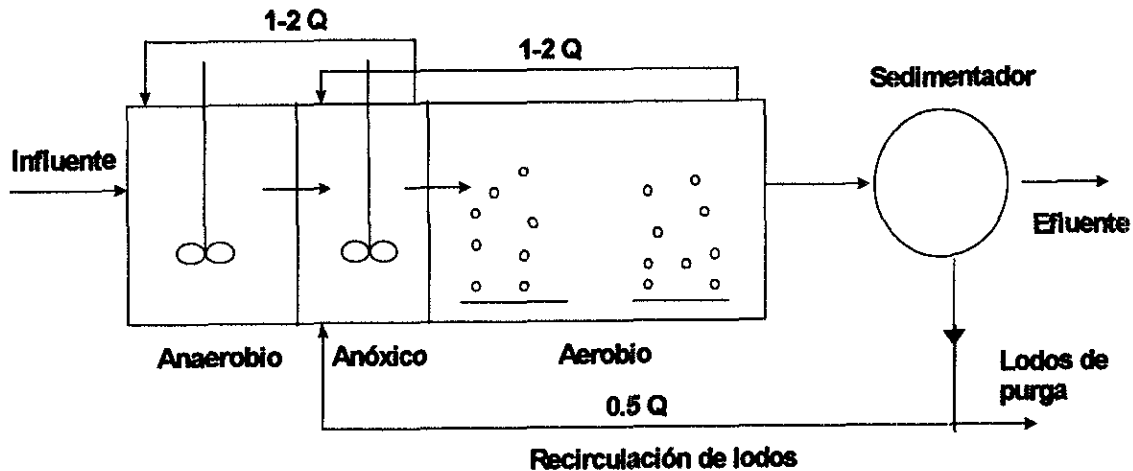


Figura 3.16. Proceso UCT (González, 1992).

3.4.3.3. Proceso Bioteniflo

El proceso Bioteniflo está basado en el proceso Bioteniflo, el cual consiste de dos tanques de aeración acoplados con aeración intermitente. Ambos procesos se llevan a cabo en el mismo tanque, sin la recirculación del agua nitrificada a la zona anóxica. El proceso Bioteniflo (ver fig. 3.17) está equipada con una zona anaerobia al frente de la planta para fomentar el proceso de remoción biológica de fósforo. La zona anaerobia recibe el ingreso de agua y los lodos de retorno.

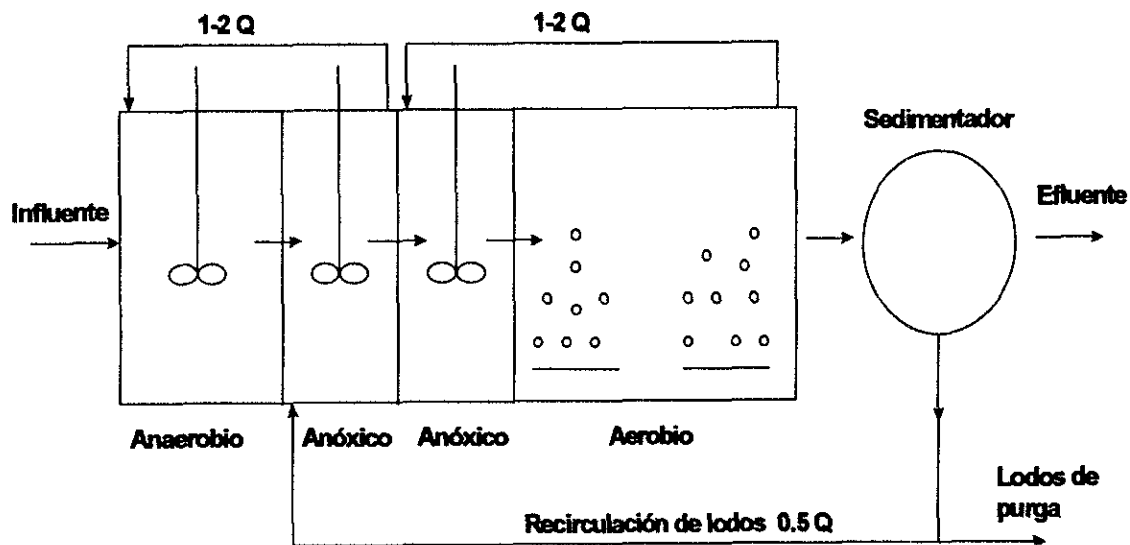


Figura 3.17. Proceso Bardenpho (Sedlak, 1991).

3.4.4 Reactores discontinuos

Los trabajos con reactores de "llenado y vaciado" datan de 1883; reportados por Sir Thomas Wardle. Goronszy, (1979); Irvine and Bush, (1979) y Arora *et al.* (1985), afirman que Arden and Locket, (1914) fueron los descubridores del sistema de lodos activados, cuando demostraron que el tratamiento de las aguas residuales era más eficaz si retenían los microorganismos dentro del reactor, una vez adaptados al sustrato.

Después de transcurrir más de medio siglo y una vez conocidos los principios y los puntos débiles con que opera el sistema de lodos activados con flujo continuo resurgen los reactores de "llenado y vaciado", conocidos ahora como de operación discontinua, intermitente o de tratamiento por lotes. El primer resurgimiento notable del tratamiento biológico en sistemas con reactores de operación discontinua ocurrió en los Estados Unidos de Norteamérica, a principios de los años cincuenta, en el Eastern Regional Research Laboratory por Hoover *et al.* (1951, 1952 y 1953).

El segundo y último resurgimiento fue encabezado por Irvine and Davis (1971), en la Universidad de Notre Dame, Indiana, EUA, definiendo la operación de los reactores discontinuos como una nueva aplicación de las configuraciones utilizadas para el desarrollo de los primeros reactores de llenado y vaciado. A partir de entonces han sobresalido Goronszy (1977), con sus trabajos de sistemas de aeración extendida mediante operación intermitente y Wilderer (1984), con sus avances para el tratamiento de descargas industriales y caudales cambiantes de las aguas residuales.

Aunada a la capacidad para la remoción de carbono y fósforo, los reactores de operación discontinua pueden ser diseñados para eliminar también nitrógeno. Esta flexibilidad para cambiar las etapas en que se divide un ciclo de tratamiento permite lograr los diversos requerimientos de calidad del agua tratada (Palis and Irvine, 1985; McWhorter, 1992).

Tal como lo explica González-Martínez (1989), el reactor de operación discontinua es un sistema de lodos activados, cuyos intereses de creación no contemplaban la EBF. Pero debido a sus características de operación, genera condiciones apropiadas para la solubilización y captura de fósforo en exceso, está modificado del sistema original de llenado y vaciado de lodos activados, lo cual tiene como objetivo principal la remoción de material carbonado, junto con la EBF y N.

3.4.4.1 Ventajas de los Reactores de Operación Discontinua

Las ventajas de los reactores de operación discontinua para el tratamiento de aguas residuales se citan de acuerdo a Norcross (1992); McWhorter (1992) y Oles and Wilderer (1991) y son las siguientes:

- 1) Presentan mayor flexibilidad para ajustar las condiciones de operación.
- 2) Aceptan altas concentraciones de contaminantes, permaneciendo estables bajo condiciones cambiantes de caudal y de concentración de contaminantes.
- 3) Operan con más alta eficiencia de transferencia de oxígeno durante gran parte de la fase de aeración.
- 4) Son capaces de producir lodo más sedimentable, por su capacidad para inhibir el crecimiento de organismos filamentosos.
- 5) No requieren de tanques para sedimentación.
- 6) No necesitan los sistemas de bombeo para recirculación de lodos.
- 7) Tienen capacidad para remover fósforo y nitrógeno, junto con el material carbonado.
- 8) Adaptables para sistemas de microprocesadores.

3.4.4.2 *Desventajas*

Las desventajas de los reactores discontinuos son listadas de acuerdo con McWhorter, (1992).

- 1) Gran pérdida de carga hidráulica en el reactor, debido al nivel variable del agua tratada durante cada ciclo.
- 2) La posibilidad de requerir un volumen total mayor que el volumen de un sistema de flujo continuo para aguas residuales diluidas.

3.4.4.3 *Remoción de Carbono, Fósforo y Nitrógeno*

Para la remoción de nitrógeno de las aguas residuales se requieren dos etapas:

- 1) nitrificación, en donde el amoníaco es oxidado por bacterias autótrofas en presencia de oxígeno disuelto para producir nitrógeno oxidado (nitritos y nitratos) y
- 2) desnitrificación, en la cual en ausencia de oxígeno disuelto y con el nitrato

como fuente de oxígeno (condiciones anóxicas) las bacterias facultativas producen nitrógeno molecular (Halmos, 1986; Irvine *et al.* 1985; Ellis, 1992; Bortone and Gemelli, 1992; McWhorter, 1992).

La EBF de las aguas residuales es indispensable para evitar que se descarguen en los cuerpos de agua receptores concentraciones tales, que estimulen el crecimiento desmedido de organismos fotosintéticos. El proceso biológico de tratamiento para la EBF, ofrece una alternativa a los métodos químicos. La concentración de fósforo en el agua residual depende de las infiltraciones, el uso de detergentes y las contribuciones de las aguas residuales industriales.

Manning and Irvine (1985), citan que la EBF fue propuesta por primera vez por Greenburg *et al.* (1955). Es necesario iniciar el proceso de tratamiento con una etapa de llenado y con un régimen de mezcla completa sin aplicación de aire, con objeto de aprovechar cualquier presencia de nitrógeno oxidado y reducirlo a nitrógeno molecular (desnitrificación), y a continuación, incluir una etapa de mezclado anaerobia. Con este arreglo se favorece la liberación de fósforo por parte de las BAF, simultáneamente con un apreciable consumo de sustrato orgánico (eliminación de DBO) que no ocurre a menos que el oxígeno disuelto y el nitrógeno oxidado estén ausentes al iniciarse esta etapa del período de reacción. Después de las fases de llenado y mezclado bajo condiciones anaerobias, el contenido del reactor se somete a aeración, para llevar a cabo la conversión metabólica de material carbonado, nitrificación y captura de fósforo por las BAF, ver fig. 3.18 (Arora *et al.* 1985; Manning and Irvine, 1985; González-Martínez and Wilderer, 1991; McWhorter, 1992).

De esta forma, la estrategia de control que debe seleccionarse para remover fósforo, es aquella que elimine tanto nitrógeno oxidado como oxígeno disuelto durante los períodos de llenado y de inicio de reacción y que contemple aeración durante la parte final de la fase de reacción (Silverstein and Schroeder, 1983; Manning and Irvine, 1985).

Como el proceso de EBF requiere iniciar con la ausencia tanto de oxígeno disuelto como de oxígeno en forma de nitritos o nitratos (condiciones anaerobias), es posible desnitrificar al final del período de reacción, adicionando una fase anóxica para asegurar condiciones anaerobias al empezar el nuevo ciclo (Arora et al. 1985; González-Martínez and Wilderer, 1991). En este trabajo son contemplados la EBF y nitrificación sin desnitrificación.

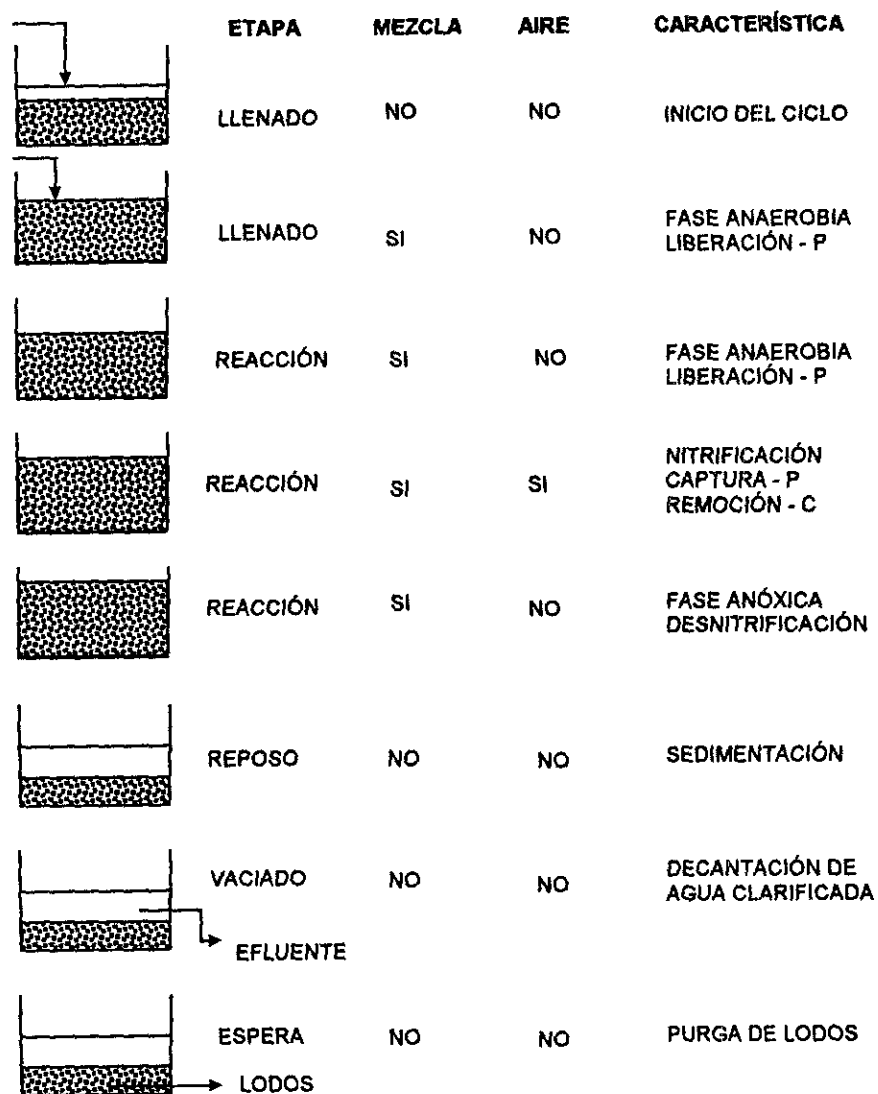


Figura 3.18. Reactor discontinuo para la eliminación de Carbono, Fósforo; Nitrificación y Desnitrificación; (González, 1989).

4.0 MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se describe la estrategia empleada para determinar el efecto que presenta el TRC sobre la eliminación biológica de fósforo y nitrógeno.

Este trabajo se llevó a cabo en varias etapas. La primera consistió en el acondicionamiento y arranque del sistema. En este periodo se proporcionaron las condiciones necesarias para propiciar el crecimiento de microorganismos y llegar a un caudal de purga constante (determinar la masa de sólidos producidos en un día), y así determinar el tiempo de retención celular.

La segunda etapa consistió en experimentar con diferentes tiempos de retención celular, con la finalidad de conocer la capacidad del sistema para la eliminación de material carbonoso, fósforo y nitrógeno, operando con ciclos de ocho horas.

La tercera etapa fue el análisis de los resultados para determinar las condiciones adecuadas de operación a la cual se logra la nitrificación y la eliminación de fósforo, con los tiempos de retención celular probados. Por último, se realizó un balance de masa para sólidos y fosfatos con los diferentes TRC.

4.1 Descripción del reactor

Se trabajó con un reactor discontinuo con biomasa suspendida, el cual se encuentra ubicado en la planta para tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria (ver figs. 4.1 y 4.2).

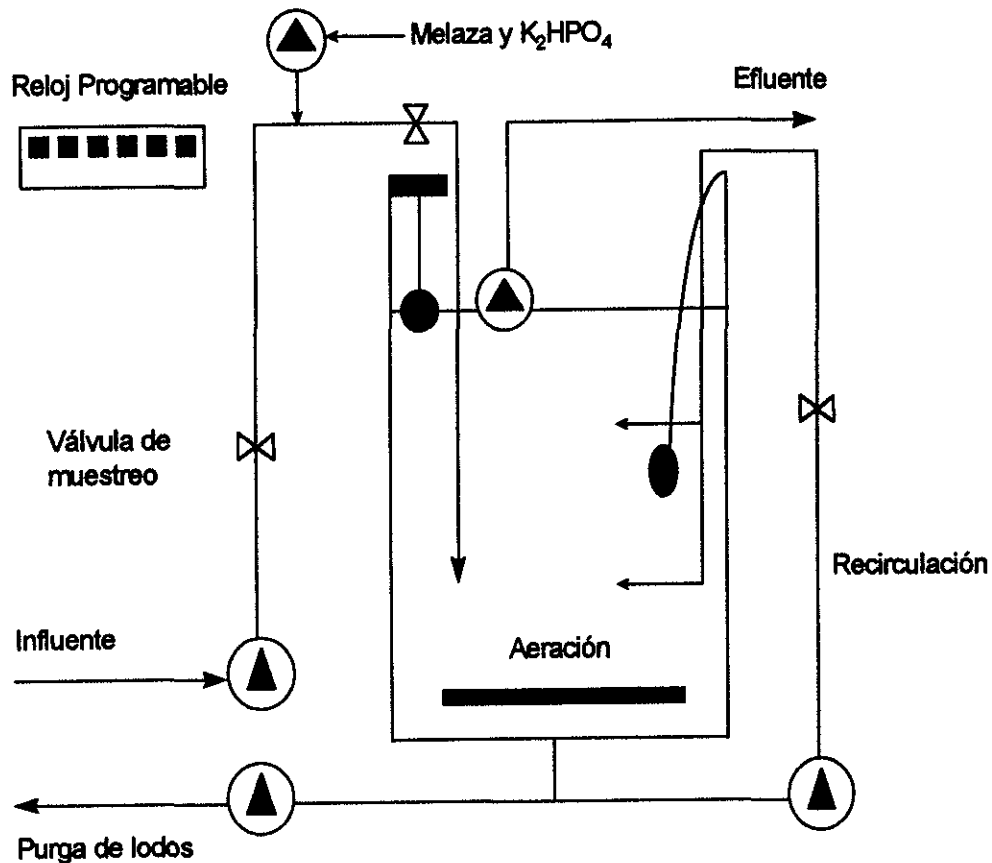


Figura 4.1. Descripción del reactor discontinuo con biomasa suspendida

El reactor es de concreto, con capacidad de 1940 l (sección cuadrada de 94 cm de lado y 220 cm de profundidad). En el fondo del mismo se colocaron tres difusores de burbuja fina y de tipo tubular (6.4 cm de diámetro y 65 cm de largo) conectados a un tubo distribuidor de PVC de 10 cm de diámetro, para evitar pérdidas y lograr una descarga uniforme por cada difusor, los cuales son alimentados por una compresora de aire.

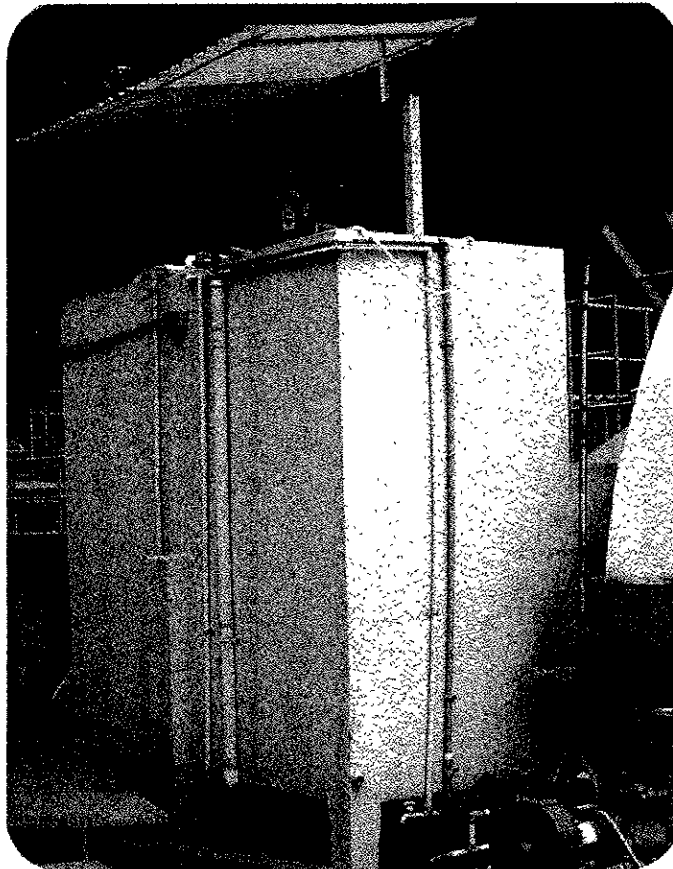


Figura 4.2. Fotografía de la planta piloto.

El llenado del reactor se llevó a cabo desde la parte superior, mediante una bomba centrífuga; cualquier riesgo de derrame por falla del controlador automático queda anulado por la instalación de un interruptor por nivel máximo a 205 cm del fondo. La purga de lodos se lleva a cabo por el fondo del tanque, utilizando una bomba centrífuga.

El reactor cuenta con un sistema de mezclado, realizado por la recirculación del contenido del reactor durante el tiempo de reacción anaerobia. Para el llenado, purga y recirculación, se emplearon bombas centrífugas de 1/4 HP. Una bomba sumergible de 1/6 HP montada sobre un sistema de flotación, succiona el sobrenadante clarificado al nivel de la superficie, ver fig. 4.3. El sistema está protegido con un interruptor de mercurio a 50 cm del fondo.



Figura 4.3 Bomba que succiona el efluente al nivel de superficie.

4.2 Operación del reactor

La operación del proceso es por ciclos, cada ciclo consta de cinco fases: llenado, anaerobia, aerobia, sedimentación (anóxica) y vaciado con duración de 8 h, siendo 3 ciclos por día, los cuales se repiten de forma periódica (ver Capítulo 3).

El ajuste de la duración de las fases con la que se operó el reactor discontinuo es mostrado en la tabla 4.1. Se observó que al aumentar la CO el volumen del influente se incrementó y la fase de sedimentación se mantuvo constante, en tanto que las fases restantes fueron ajustadas para completar ciclos de 480 min.

Tabla 4.1. Ajuste de la duración de las fases de acuerdo a la carga orgánica

| Carga Orgánica (kgDQO/kgSST·d) | Influyente por ciclo (litros) | Llenado (min) | Fase Anaerobia (min) | Fase Aerobia (min) | Sedimentación (min) | Vaciado (min) |
|--------------------------------|-------------------------------|---------------|----------------------|--------------------|---------------------|---------------|
| 0.08 | 175 | 8 | 222 | 222 | 20 | 8 |
| 0.18 | 436 | 20 | 210 | 210 | 20 | 20 |
| 0.32 | 762 | 30 | 200 | 200 | 20 | 30 |
| 0.42 | 943 | 38 | 192 | 192 | 20 | 38 |

Para llevar un control de operación en el reactor discontinuo con biomasa suspendida fueron controlados algunos parámetros tales como:

4.2.1 Carga orgánica

De acuerdo con la información presentada en el capítulo 3, la C.O se define como la cantidad de alimento que se pone a disposición de los microorganismos en un tiempo determinado dentro del reactor (ver capítulo 3).

4.2.2 Relación V_{LL}/V_T

Para llevar a cabo el cambio a la carga orgánica deseada, se realizaron variaciones en la relación volumen de llenado con respecto al volumen del tanque (V_{LL}/V_T) (ver ecuación 7).

4.2.3 Concentración de sustrato

Se ajustó la concentración de material orgánico (medido como DQO_t), enriqueciendo con melaza y K_2HPO_4 el agua residual cruda. Se procuró lograr una DQO_T de 500 mg/l como promedio diario y una concentración aproximada de fosfatos de 15 mg/l como fósforo (ver tabla 5.1).

4.2.4 Purga diaria de lodos

Para mantener la concentración de sólidos suspendidos totales constante en el reactor, se tuvo que desechar el exceso de lodos de aquellos que son producidos diariamente. Esto se obtiene haciendo pruebas de ensayo y error hasta que el caudal de purga es constante para la carga orgánica que se está probando.

4.3 Arranque del reactor

El periodo de arranque comprende la fase de proliferación y adaptación de los microorganismos a las condiciones de operación establecidas.

4.3.1 Estabilización del sistema

El establecimiento de las poblaciones microbianas se realizó; sin adición de inóculo para que proliferaran los microorganismos únicamente a partir de los presentes en el agua residual, sin la purga de los lodos. Cuando se alcanzó la concentración deseada de SST (que es una medida indirecta de determinar la concentración de microorganismos) se tuvo una purga constante de lodos, entonces se consideró estable el sistema. Además, fueron tomadas muestras del influente y del efluente para observar el comportamiento del sistema en la eliminación de nutrientes.

Se consideró estabilizado cuando después de un cambio de carga orgánica se alcanzó una remoción constante, tanto de materia orgánica como de fósforo y nitrógeno.

4.3.2 Establecimiento de bacterias acumuladoras de fósforo y nitrificantes

Se tomó como base para considerar que las bacterias acumuladoras de fósforo se han establecido y estabilizado dentro del reactor cuando, durante la fase

anaerobia, se eliminó el 80% de la materia orgánica, y cuando se detectó en el medio una concentración de fósforo aproximadamente del doble de la concentración inicial.

4.4 Cargas orgánicas y determinación del tiempo de retención celular

Cuando se logró la estabilización del sistema, se estudió el comportamiento de la eliminación de nutrientes, de acuerdo con diferentes cargas orgánicas (0.1-0.5 KgDBO/KgSST·d), y con un TRH de 8 h.

4.4.1 Determinación del TRC

El TRC se determinó de acuerdo a la cantidad de lodo purgado diariamente, estableciendo de antemano una concentración constante de biomasa en el reactor, ante el cambio de cada una de las C.O.

Se determinó la cantidad de lodo producido(SST) en un día, siendo esto el exceso de lodos en el sistema. Con la ecuación presentada en el capítulo 3, se obtuvo el TRC, reportándose en valores promedio.

4.4.2 Determinación de la velocidad específica de crecimiento

Para cada TRC (23, 16, 6 y 3 días) se determinó la velocidad específica de crecimiento (μ), realizando un ajuste a la ecuación de Monod y polinomial de segundo grado. Se utilizaron los valores de μ para calcular el tiempo de duplicación, los cuales son comparados con los TRC trabajados.

4.5 Muestreo y análisis

Se realizaron dos tipos de muestreo: completo y de reconocimiento (ver tabla 4.2). El primero consiste en la toma de muestras cada 30 min a lo largo de todo un ciclo

de tratamiento, con la finalidad de describir el perfil de los contaminantes durante todo el proceso. El de reconocimiento consiste en tomar muestras únicamente al influente, al final de cada una de las fases del período de reacción y al efluente. Con este muestreo se pudo tener una idea general del estado del sistema y de lo que ocurrió en cada una de las etapas.

Tabla 4.2 Tipo de muestreo y análisis realizados durante la experimentación.

| Muestreo | Parámetros | Etapas |
|----------------------------------|---|---|
| Reconocimiento (cada tercer día) | DQO _t y s, DBO, Nitrógeno total, N-NH ₃ ⁺ , N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ , P-PO ₄ ³⁻ , SST y SSV. | Influente, final de fase anaerobia, final de fase aerobia y efluente. |
| Completo | DQO _T y s, DBO, Nitrógeno total, Fósforo total, N-NH ₃ ⁺ , N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ , P-PO ₄ ³⁻ , SST y SSV. | En un ciclo de 8 horas, cada 30 minutos. |
| Biomasa | Nitrógeno Orgánico y Fósforo Total, SST y SSV e IVL. | En el licor totalmente mezclado, minutos antes de finalizar el período de aeración. |

Los parámetros analizados fueron los que se muestran en la tabla 4.3. Al agua residual bajo tratamiento se le realizaron las siguientes determinaciones: demanda química de oxígeno (DQO), Fósforo Total, Fósforo en forma de ortofosfatos (P-PO₄³⁻), Nitrógeno Kjeldahl, Nitrógeno amoniacal (N-NH₃⁺), Nitrógeno del amonio (N-NH₄⁺), Nitrógeno de los nitratos (NO₃⁻) y Nitrógeno de los nitritos (N-NO₂⁻). El oxígeno disuelto y la temperatura fueron medidos con un oxímetro ISY 57, y el pH con un potenciómetro. Se determinaron los sólidos suspendidos totales de acuerdo con Métodos Normalizados (APHA, AWWA y WPCF, 1992). Y las características de sedimentación de los lodos con el Índice Volumétrico de Lodos (IVL).

Tabla 4.3. Parámetros fisicoquímicos realizados durante la experimentación.

| Parámetro | Técnica | Referencia |
|---------------------------------|---|------------|
| DQO | Reflujo cerrado por fotometría | 1 |
| DBO | Prueba DBO de 5 días | 1 |
| P-PO ₄ ³⁻ | Reacción del fosfomolibdeno azul (PMB) | 2 |
| Fósforo Total | Digestión (ácido sulfúrico-nítrico) | 1 |
| Nitrógeno | Semi-micro-Kjeldahl | 1 |
| N-NH ₄ ⁺ | Reacción de Berthelot | 2 |
| N-NO ₃ ⁻ | Reacción con ácido sulfúrico | 2 |
| N-NO ₂ ⁻ | Reacción de Griess | 2 |
| pH | Titulador electrométrico | 1 |
| T °C | Termistor método para muestreo profundo | 1 |
| OD | Electrodo de membrana | 1 |
| SST | Sólidos secados a 103-105 °C | 1 |
| SSV | Sólidos secados a 550 °C | 1 |
| IVL | Sedimentación de los lodos en 30 min. | 1 |

1) APHA, AWWA & WPCF, (1992); 2) Deutsche Einheitsverfahren, (1983)

4.6 Perfil de eliminación biológica de nutrientes

Se estudió el perfil de la eliminación del fósforo y nitrógeno con los diferentes TRC, en un ciclo de 8 h, tomando muestras cada 30 minutos, lo cual se realizó una vez que el sistema se mantuvo estable con cada una de las cargas orgánicas.

4.7 Caracterización de Fósforo y Nitrógeno en la biomasa

Para cuantificar el contenido de fósforo y nitrógeno en la biomasa con cada TRC, primero se lavaron los lodos provenientes del sistema y se sometieron a una digestión ácida, y posteriormente, se realizó una cuantificación de los ortofosfatos por fotometría. Del mismo modo, se determinó nitrógeno total a la biomasa por el método de Nitrógeno Kjeldahl, en cada uno de los TRC analizados.

4.8 Análisis de Resultados

Se realizó una comparación de la eliminación de nutrientes con cada uno de los diferentes TRC (23, 16, 6 y 3 días) para establecer cual es el TRC adecuado que favorece a la EBFyN. Además, con los análisis de pH, OD y temperatura, se establecieron las mejores condiciones que benefician a estos procesos. Por último se llevó a cabo un balance de masa de los fosfatos y los sólidos. El balance de sólidos permitió determinar si la producción de biomasa corresponde a la de purga, es decir, a los sólidos eliminados del reactor diariamente. Se determinaron los coeficientes de rendimiento (gSST o SSV producidos/gDQO removida) para cada TRC. El balance del fósforo se realizó para fósforo total en biomasa, disuelto y de forma global (fósforo encontrado en biomasa y disuelto), con lo cual se determinó la cantidad del fosfato en los lodos de purga, permitiendo de esta manera conocer el por ciento de los fosfatos en la biomasa para cada uno de los TRC.

5.0 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan y discuten los resultados que describen el efecto del tiempo de retención celular en la eliminación biológica de nutrientes. Al mismo tiempo se presentan las condiciones de operación adecuadas para lograr el establecimiento de las BAF y las nitrificantes; además, se realiza una evaluación de la capacidad de almacenamiento de los fosfatos en la biomasa.

En la tabla 5.1 se proporcionan las características del agua residual con y sin la adición de melaza.

Tabla 5.1. Características del agua residual con la adición de melaza (valores promedio).

| Parámetro | Agua residual cruda | Agua residual + melaza + K ₂ HPO ₄ |
|---------------------------------|---------------------|--|
| DQO _t | 151±55 | 550±87 |
| DQO _s | 59±30 | 405±70 |
| DBO _t | 110±19 | 420±50 |
| DBO _s | 48±15 | 380±25 |
| N-NH ₄ ⁺ | 16±10 | 29±15 |
| P-PO ₄ ³⁻ | 5±3 | 15±3 |
| N-NO ₃ ⁻ | 2±1 | 3±2 |
| N-NO ₂ ⁻ | 0.1±0.2 | 0 |
| pH | 8±0.5 | 7±0.3 |
| OD | 4±1 | 3±1.5 |
| T °C | 16±3 | 18±2 |

Se ajustó la concentración de la DQOt en un valor aproximado a 500 mg/l y de 15 mg/l de los P-PO₄³⁻.

Durante el arranque, estabilización y toda la experimentación, se tuvo como objetivo mantener constante la C.O para cada uno de los periodos. En la tabla 5.2 se observa que los valores de las C.O (0.08, 0.18, 0.32 y 0.42 kgDQO/kgSST.d) fueron mantenidos constantes durante el tiempo de operación del reactor a 115, 150, 60 y 45 días respectivamente.

Tabla 5.2. Cargas Orgánicas aplicadas y los tiempos de retención celular durante la experimentación.

| Del...al... (día) | Tiempo de experimentación (días) | Carga Orgánica aplicada (kgDQO/kgSST·d) | Tiempo de retención celular (días) |
|-------------------|----------------------------------|---|------------------------------------|
| 0 - 75 | 75 | Arranque | - |
| 75 - 190 | 115 | 0.18±0.006 | 16±1 |
| 190 - 340 | 150 | 0.08±0.005 | 23±2 |
| 340 - 400 | 60 | 0.32±0.08 | 6±0.1 |
| 400 - 445 | 45 | 0.42±0.03 | 3±0.2 |

5.1

Establecimiento del Tiempo de Retención Celular

Con las cuatro C.O establecidas y las purgas diarias de los lodos (producción de la biomasa) constante se lograron los establecimientos de los TRC para cada caso. En la tabla 5.3 se observa que al disminuir el TRC la C.O aumenta, así como la purga de los lodos. De acuerdo con Vaccari and Longtin (1985), estos resultados aprueban la hipótesis de que a C.O altas el TRC disminuye, ocurriendo lo contrario cuando las C.O son bajas.

Tabla 5.3. Cargas orgánicas con las purgas diarias de los lodos y establecimiento de los TRC.

| C.O kgDQO/kgSST·d | Purga diaria (l) | TRC (días) |
|-------------------|------------------|------------|
| Arranque | - | - |
| 0.08 | 78 ± 4 | 23 |
| 0.18 | 112 ± 6 | 16 |
| 0.32 | 295 ± 7 | 6 |
| 0.42 | 600 ± 10 | 3 |

5.1.1 Relación de las Cargas Orgánicas y los Tiempos de Retención Celular

En la fig. 5.1 se presenta el control de las C.O a través del tiempo de operación y su relación con los TRC. Se aprecia que desde el arranque, las C.O se mantuvieron en un intervalo entre 0.5 y 0.1 kgDQO_t/kgSST·d, hasta el día 75 de operación. A partir de este día se empezó a estabilizar la C.O en un intervalo de aproximadamente 0.18 kgDQO_t/kgSST·d, hasta el día 190 de operación, determinando así el TRC de 16 días.

Posteriormente, se realizó el cambio de la C.O y ésta se estabilizó en un intervalo de 0.08 kgDQO_t/kgSST·d. Este valor se mantuvo hasta el día 340, tiempo en el cual el TRC fue de 23 días. Se observó que con la C.O más baja que la anterior el TRC se incrementó. Posteriormente en los siguientes 10 días se presentaron

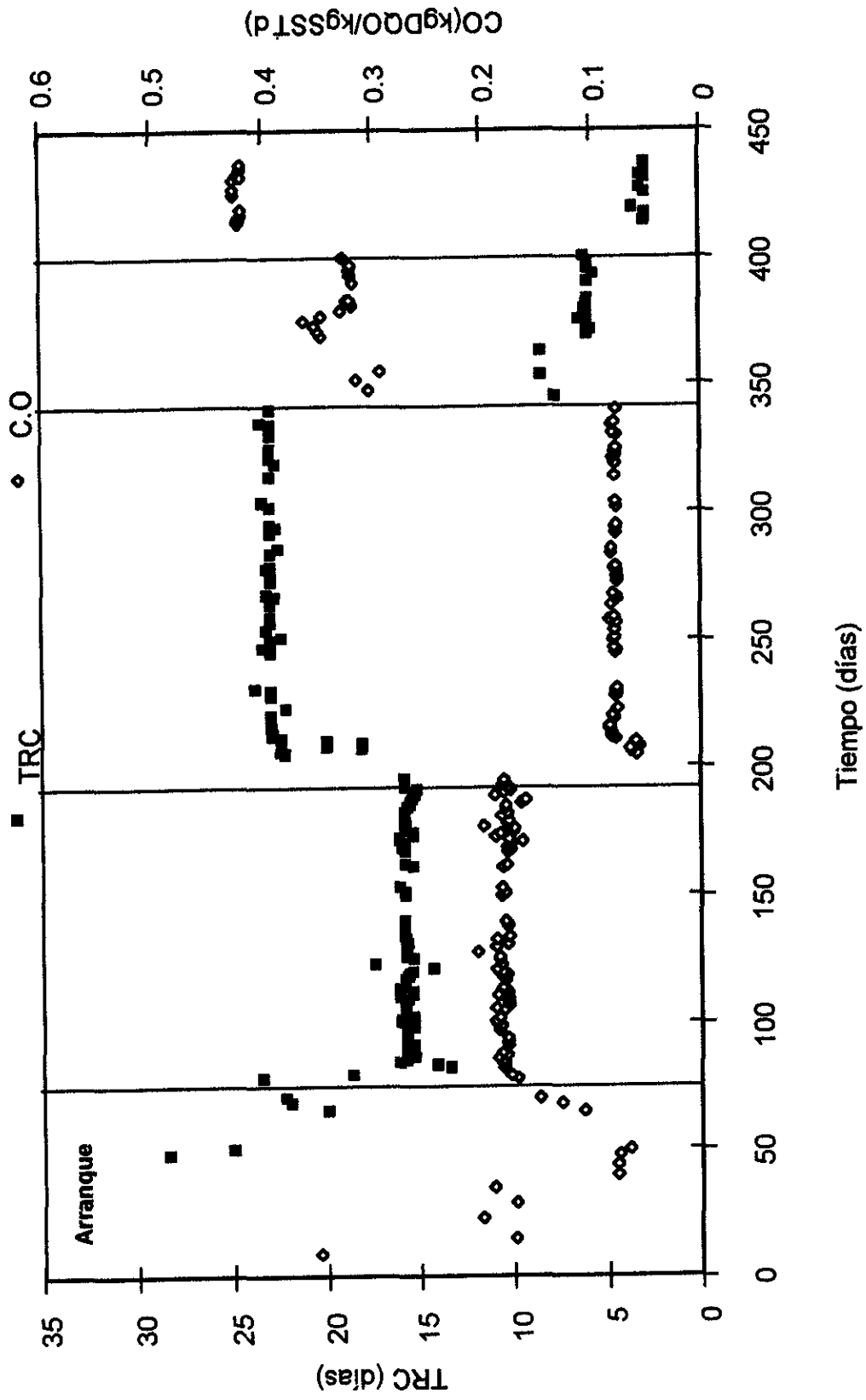


Figura 5.1. Comportamiento de la carga orgánica y el tiempo de retención celular en toda la experimentación.

fluctuaciones, hasta lograr mantener constante la C.O de 0.32 kgDQO_t/kgSST·d (TRC de 6 días). Por último, la C.O de 0.42 kgDQO_t/kgSST·d proporcionó el TRC de 3 días. Ésta carga se estabilizó a partir del día 400 y se mantuvo hasta el día 440, en el cual finalizó la experimentación.

Cabe mencionar que con las dos primeras C.O se experimentó más tiempo que con las dos últimas, debido a que al iniciar la experimentación no se tenía la experiencia en el manejo del control de los SST y la DQO del influente, lo cual hizo que el control sobre ésta resultará prolongado. Con la segunda y tercera C.O las fluctuaciones no fueron tan marcadas, ya que se tuvo un mejor control en la concentración del sustrato en el influente. Para la última C.O se tuvo un mayor control, y permanece constante casi inmediatamente después de realizar el cambio de la C.O.

Al aumentar la C.O disminuye el TRC; como fue mostrado en el apartado anterior, por la purga diaria de lodo. Con cada una de las C.O se determinó el TRC, con objeto de saber el tiempo en el cual los microorganismos permanecen en el reactor, encontrándose en función del tiempo de duplicación de los microorganismos (Smolders *et al.* 1995).

5.1.2 Velocidades de crecimiento para los diferentes tiempos de retención celular

El realizar un trabajo que involucra un método empírico para determinar la permanencia de los microorganismos en un sistema de tratamiento, muestra cierto desconcierto, es decir, cuál es realmente el TRC adecuado, ya que este se encuentra estrechamente relacionado con la disponibilidad de los nutrientes, que afectan a las velocidades de crecimiento de las especies. Además, cuando un proceso convencional de tratamiento es transformado a un proceso de remoción de fósforo, el número de organismos en el sistema se ve limitado por la introducción de una fase anaerobia/aerobia. Sólo aquellos que se logren adaptar a esta estrategia podrán sobrevivir. Las bacterias facultativas (BF) bajo condiciones

anaerobias producen los AGVs que son utilizados por las BAF. Siendo disponibles en la fase aerobia, lo cual podría provocar el crecimiento de los organismos heterótrofos, sin embargo, debido al crecimiento de las BAF, la cantidad de la DQO que se remueve en la fase anaerobia es mayor que la de condiciones aerobias.

Esto lleva a un decremento en las velocidades de crecimiento de organismos heterótrofos aerobios, que finalmente han de ser reemplazados por las BAF. Es por lo que en este trabajo se determinaron las velocidades de crecimiento ya que el TRC es una medida indirecta de ésta dando como resultado un valor aproximado al tiempo de duplicación.

Se obtuvieron las velocidades de crecimiento para cada TRC. A partir del ajuste de los datos (método polinomial de segundo orden) de los SST y la DQO en un ciclo de 8 h con toma de muestras cada 30 minutos (ver Material y Método). Se determinaron las velocidades máximas de crecimiento para cada caso y las Ks, como se observa en la tabla 5.4. Al aumentar el TRC disminuye la $\mu_{\text{máx}}$ y aumenta el td, siendo mayor para el TRC de 3 días (0.065 h^{-1}) y menor para el TRC de 23 días (0.015 h^{-1}).

Tabla 5.4. Velocidades de crecimiento, Ks y tiempos de duplicación para cada TRC.

| TRC (días) | $\mu_{\text{máx}}$ (h^{-1}) | Ks (mg/l) | td (días) |
|---------------|---|--------------|--------------|
| 3 | 0.065 | 110.65 | 4.50 |
| 6 | 0.045 | 26.81 | 6.51 |
| 16 | 0.026 | 7.13 | 11.27 |
| 23 | 0.015 | 60 | 19.53 |

En la fig. 5.2 se presentan los TRC con las respectivas velocidades de crecimiento. Al aumentar los TRC las velocidades específicas de crecimiento disminuyen. La más alta velocidad de crecimiento corresponde al TRC de 3 días ($\mu=0.065 \text{ h}^{-1}$), lo cual significa que están presentes los microorganismos que poseen una más alta velocidad de crecimiento, como las BF. El td determinado fue de 4 días de acuerdo a la experimentación se manejo el TRC de 3 días.

La más baja velocidad de crecimiento corresponde al TRC de 23 días ($\mu=0.015 \text{ h}^{-1}$) ya que al bajar la velocidad de crecimiento los microorganismos permanecen por más tiempo en el reactor. De acuerdo con el td calculado a la μ fue de 19.5 días. Con este tiempo se puede asegurar la presencia de las BAF y las nitrificantes. Una manera indirecta de determinarlo es con el perfil de eliminación de los fosfatos, el cual es discutido en el apartado 5.3.

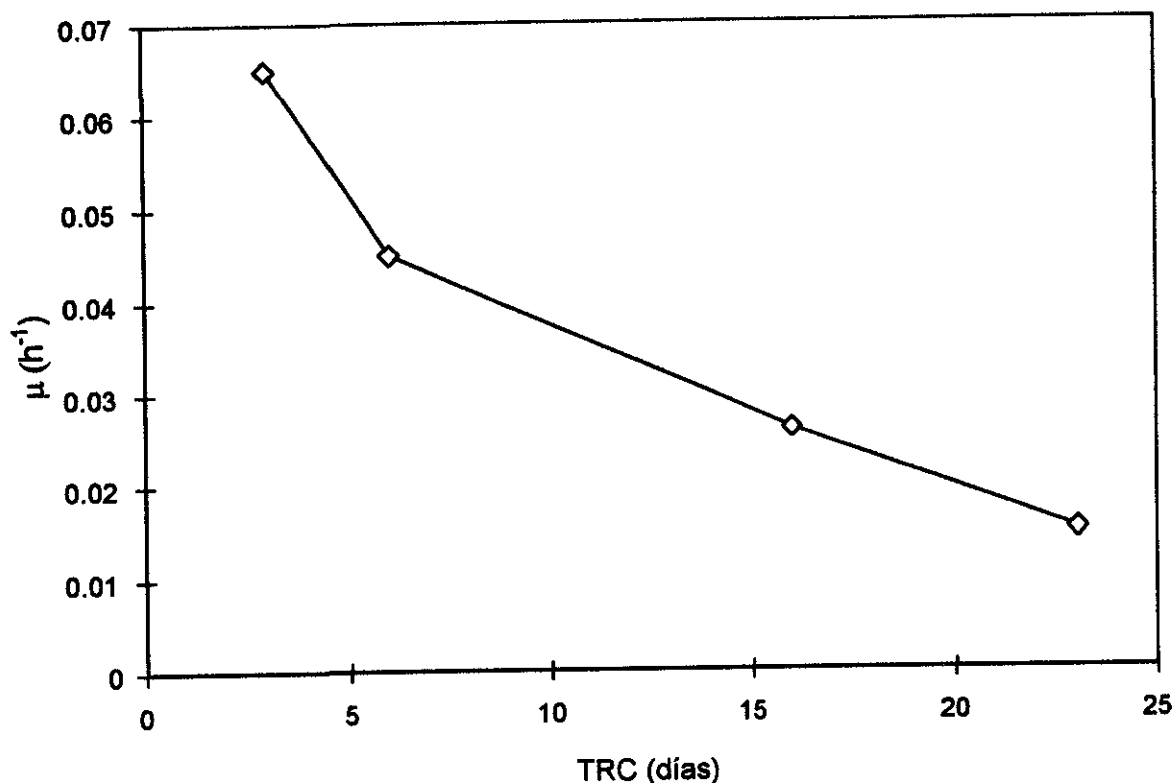


Figura 5.2. Velocidades de crecimiento con los diferentes TRC.

5.1.3 Sólidos Suspendidos Totales

La obtención del TRC constante se realiza con la purga de los lodos, es decir, los SST producidos en el sistema diariamente. En la fig. 5.3 se presenta los SST durante todo el proceso de la experimentación, en función del TRC.

Durante el arranque (hasta el día 75) el proceso inició con 80 mg/l que fue incrementando con el tiempo hasta alcanzar un valor de 2850 mg/l a los 30 días de operación. A partir de este momento se empezó a controlar la concentración de SST en un valor aproximado de 2300 mg/l. Hasta lograr estabilizarlos y por lo tanto, se alcanzó la C.O constante.

Para la primer C.O (0.18 kgDQO/kgSST.d) corresponde al TRC de 16 d, la concentración de los sólidos se estabilizó a partir del día 75 y continuó hasta el día 190 en un valor de 2317 ± 74 mg/l. A partir del día 190 con la C.O de 0.08 kgDQO/kgSST.d, los microorganismos bajaron su velocidad de crecimiento por lo tanto, el TRC aumentó, siendo de 23 días (tablas 5.4 y 5.5) y los SST fueron estabilizados en 2000 mg/l, manteniéndose así hasta el día 340 de operación.

Posteriormente, a partir del día 340 se manejó el siguiente cambio en la C.O a 0.32 kgDQO/kgSST.d (ver tabla 5.2) con un valor de 2300 mg/l de SST, obtenido con el ajuste de la purga de los lodos (tabla 5.4) hasta el día 400. Ante un cuarto cambio de C.O (0.42 kgDQO/kgSST.d) realizado del día 400-440, la concentración de SST fue de 2300 mg/l, con el cual fue concluida la experimentación.

Con los TRC de 16, 6 y 3 días correspondientes a las C.O de 0.18, 0.32 y 0.42 kgDQO/kgSST.d se logró estabilizar sin problemas en 2300 mg/l. En tanto, para el TRC de 23 días al ser la C.O menor se mantuvo en 2000 ± 120 mg/l.

Estos datos reflejan que las concentraciones de SST fueron constantes. La diferencia que se presenta con cada TRC es la producción de SST (biomasa).

En la tabla 5.5 se presenta la producción de la biomasa al finalizar un ciclo de 8 h. Conforme disminuye el TRC aumenta la producción, siendo esta mayor para el TRC de 3 d (444 g SST).

La menor producción se presentó con el TRC de 23 d (53 g SST), lo cual explica el porqué la concentración de los SST con los TRC menores no tuvo ningún impedimento para alcanzar la concentración deseada de los microorganismos. En tanto, la producción con el TRC de 23 d fue más lenta, lo cual no permitió conservar el valor en 2300 mg/l.

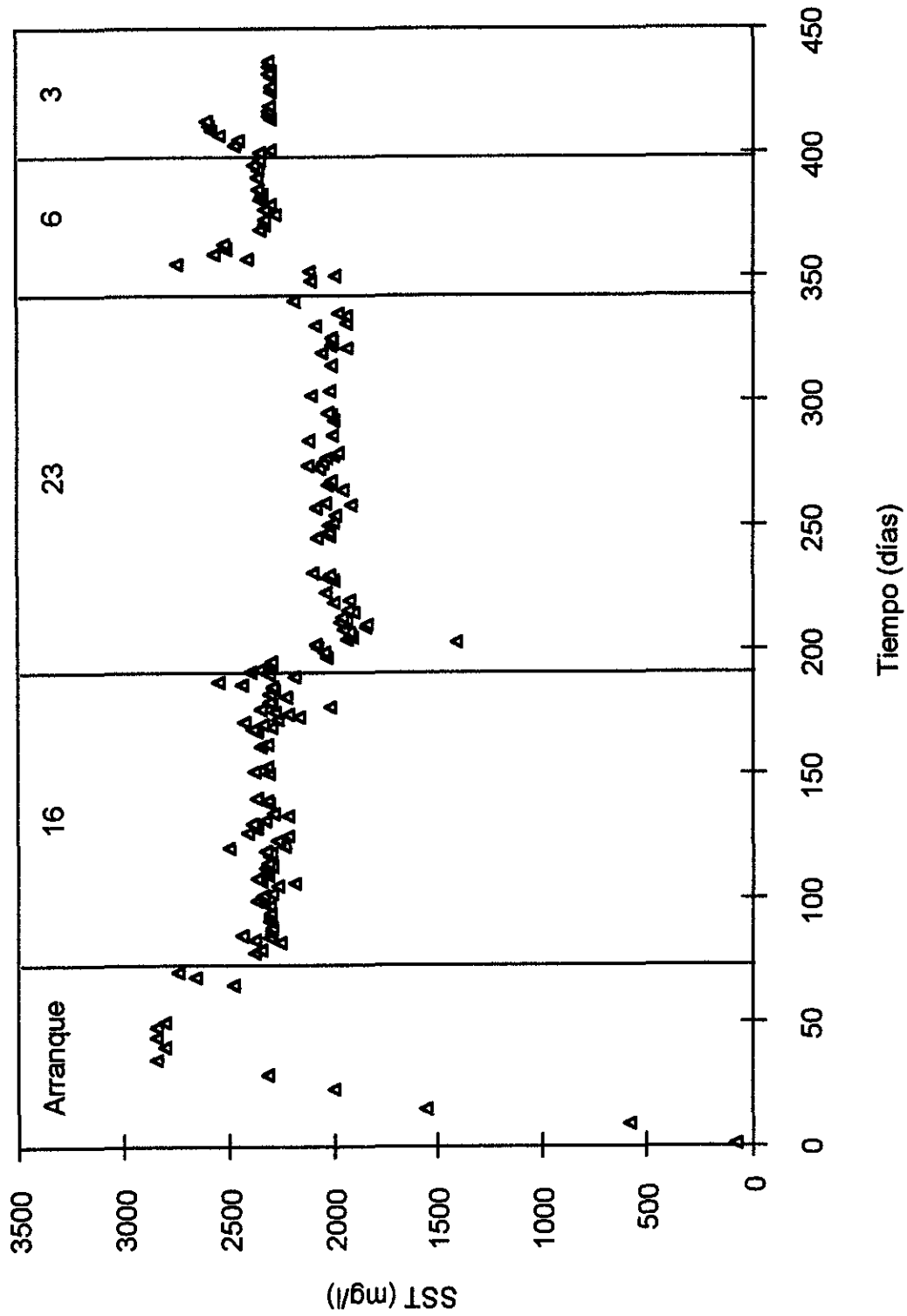


Figura 5.3. Sólidos suspendidos totales durante la experimentación.

Tabla 5.5. Producción de los sólidos con los diferentes TRC en un ciclo de 8 h.

| TRC (días) | Producción de sólidos (g) |
|------------|---------------------------|
| 23 | 53.1±25 |
| 16 | 90.8±32 |
| 6 | 209.3±18 |
| 3 | 444.6±16 |

5.2 Eliminación de nutrientes

5.2.1 DQO

En la fig. 5.4 se muestra la concentración de la DQO en el influente, al final de la fase anaerobia, y en el efluente con los diferentes TRC, es decir, del día 0-440. En el período de arranque y estabilización, la eliminación se incrementa conforme pasa el tiempo; en los 15 días se obtuvo un 47% de eliminación de la materia orgánica. Durante este tiempo la concentración de los SST no fue suficiente para llevar a cabo la transformación de la materia orgánica, siendo hasta el día 23 donde se presentó una eliminación del 71%, con un valor de SST de 2000mg/l (ver fig. 5.3).

La remoción de la materia orgánica se estabilizó en 20 mg/l equivalente a una remoción del 85% entre los 40 y 70 días. Posteriormente, a los 8 días se presentó una remoción del 90%, momento en el cual la concentración de los SST ya estaba estabilizada, por lo que este porcentaje de remoción se mantuvo constante.

Del día 75 al 190 con un TRC de 16 días, el valor de la DQO_s al t=0 (tiempo cero) fue en promedio de 148 mg/l; en el día 80 al final de fase anaerobia disminuyó a 23 mg/l, lo cual significa que existe captura del material orgánico, en tanto que en el efluente solamente decreció a 20 mg/l.

Posteriormente, con el TRC de 23 días, la concentración de la DQO_s fue de 98 mg/l al t=0; al final de la fase anaerobia de 72 mg/l, y en el efluente se obtuvieron valores de 60 mg/l, que permanecieron constantes hasta el cambio del TRC. Con el TRC de 6 días (C.O=0.32 kgDQO/kgSST·d), el valor de la DQO fue en promedio de 200 mg/l, decrece al final de la fase anaerobia a 108 mg/l, debido a la captura de la materia orgánica característico de las BAF y al final del tratamiento a 48 mg/l.

Por último, con el TRC de 3 días (C.O=0.42 kgDQO/kgSST.d) controlado del día 400-445, la concentración promedio en el influente fue de 255 mg/l, al final de la fase anaerobia se obtuvo un valor de 205 mg/l y en el efluente de 96 mg/l.

Los resultados son resumidos en la tabla 5.6, en donde el promedio de los valores de la DQO en cada una de las fases de tratamiento, así como la remoción en por ciento, efectivamente afirman que al aumentar el TRC la eliminación de la DQO aumenta. Se obtuvo una mayor remoción con un TRC de 23 días y baja la eficiencia a un 81% cuando el TRC es de 3 días.

Lo anterior se atribuye a que al haber mayor cantidad de la materia orgánica con el TRC de 3 días, los microorganismos poseen TRC más cortos, lo que hace que el tiempo sea insuficiente para que ocurra la degradación de la materia orgánica, ocasionando que la eficiencia en la remoción disminuya.

Tabla 5.6. Promedio del valor de la DQO al inicio del ciclo, final de la fase anaerobia y final del ciclo.

| Muestra | Tiempo de retención celular (días) | | | |
|------------------------------|------------------------------------|--------|--------|-------|
| | 3 | 6 | 16 | 23 |
| Al t=0 (al inicio del ciclo) | 255±10 | 200±70 | 128±10 | 48±22 |
| Final de fase anaerobia | 201±25 | 108±14 | 23±5 | 32±9 |
| Final del ciclo | 96±3 | 45±10 | 25±15 | 60±16 |
| Remoción (en por ciento) | 81 | 91 | 95 | 88 |

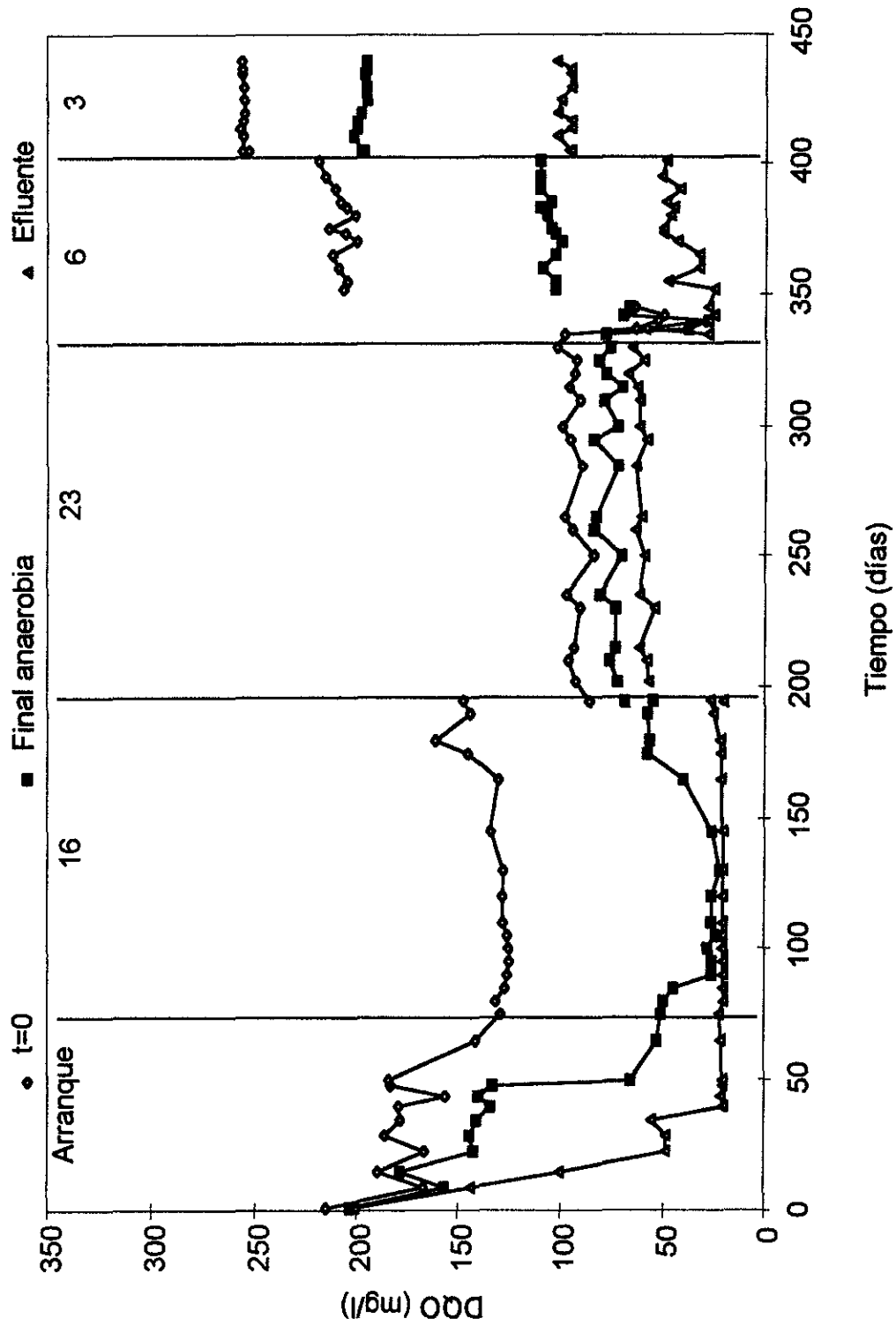


Figura 5.4. Valores de la DQO al inicio del ciclo, final de la fase anaerobia y efluente con TRC de 23, 16, 6 y 3 días.

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

5.2.2 Relación DQO/PO_4^{3-} del influente y PO_4^{3-} del efluente.

La relación DQO/PO_4^{3-} del influente es importante, ya que la captura de los PO_4^{3-} por las BAF depende del valor de la DQO y los PO_4^{3-} presentes en el influente, para garantizar que las bacterias lleven a cabo el metabolismo mencionado. Randall (1992) menciona que manteniendo ésta relación en valores mayores de 20 se obtienen buenas eficiencias de remoción del fósforo.

5.2.2.1 $DQO_t/P-PO_4^{3-}$

En la fig. 5.5 se observa el valor de las relaciones DQO_t/PO_4^{3-} , DQO_s/PO_4^{3-} y de PO_4^{3-} en el efluente. Durante los primeros 23 días, período en el cual la relación DQO_t/PO_4^{3-} no permaneció constante (ya que no se logró ajustarlo en un intervalo) y la concentración de microorganismos va en incremento, no se observó eliminación de los fosfatos (fig. 5.3).

Con una relación de 37 presentada del día 75-190, se obtuvieron valores en el efluente de 0.55 mg/l. Cuando es cambiada la relación a valores de 90 en el periodo de 190-340 días, se encontraron en el efluente valores promedio de 0.8 mg/l. En tanto cuando se baja la relación a 25, conservada del día 340-400, se obtuvieron efluentes de 9 mg/l. Por último, con una relación de 42 mostrada de los días 400-445, se obtuvieron efluentes de 8 mg/l. De estos datos se observa que manejando en el reactor discontinuo relaciones de DQO_t/PO_4^{3-} de 35 y 90, se producen efluentes con una concentración de fósforo aceptable. Y con las relaciones de 25 y 42 baja la calidad del efluente.

5.2.2.2 $DQO_s/P-PO_4^{3-}$

La relación DQO_s/PO_4^{3-} es una manera más directa de poder determinar la cantidad de material orgánico soluble que va a ser utilizado por las BAF y durante

la captura de los PO_4^{3-} . En la fig. 5.5 se observa que en la etapa de arranque ésta relación fue de 18 y la concentración de los P-PO_4^{3-} en el efluente fue de 0.66 mg/l, mientras que con una relación igual a 10 la concentración fue 0.38 mg/l de PO_4^{3-} día 75-190). Cuando la relación presenta un valor de 12 (días 190-340) se obtuvieron concentraciones de los fosfatos de 0.8 mg/l; controlando la relación en 8 mg/l, pero con un TRC de 6 días (del día 340-400), se observó que esta no tiene efecto, ya que la concentración en el efluente fue igual a 10 mg/l. Por último, con una relación de 23 (del día 400-445), la concentración obtenida en el efluente fue de 8 mg/l. Las mejores eficiencias se obtuvieron con la relación $\text{DQO}_5/\text{PO}_4^{3-}$ en un intervalo de 10-12, con los TRC de 16 y 23 días. De acuerdo a lo observado, ninguna de las cargas orgánicas sobrepasó las relaciones $\text{DQO}/\text{PO}_4^{3-}$ recomendadas por Randall (1992); lo más importante fue que con los TRC de 6 y 3 días aún manteniendo la relación la eficiencia en la eliminación de los fosfatos disminuye.

Estos resultados muestran que la relación $\text{DQO}/\text{PO}_4^{3-}$ tiene efecto en la remoción de los fosfatos, aunque en los datos de $\text{DQO}_5/\text{PO}_4^{3-}$ no se muestra tal; debido quizá a que otro factor interviene para que se lleve a cabo tal función por ejemplo, el TRC.

Los microorganismos que se encuentren con una mayor cantidad de la materia orgánica; entonces, la captura de ésta en la fase anaerobia será mayor (lo que puedan captar las células) y, por consiguiente, habrá mayor excreción de los fosfatos. Bajo las condiciones aerobias se da la mínima remoción de la materia orgánica y mayor captura de los fosfatos. Cuando existe una concentración baja de la materia orgánica, casi todo va a ser capturado, aunque va a haber bacterias que no capturen la materia orgánica.

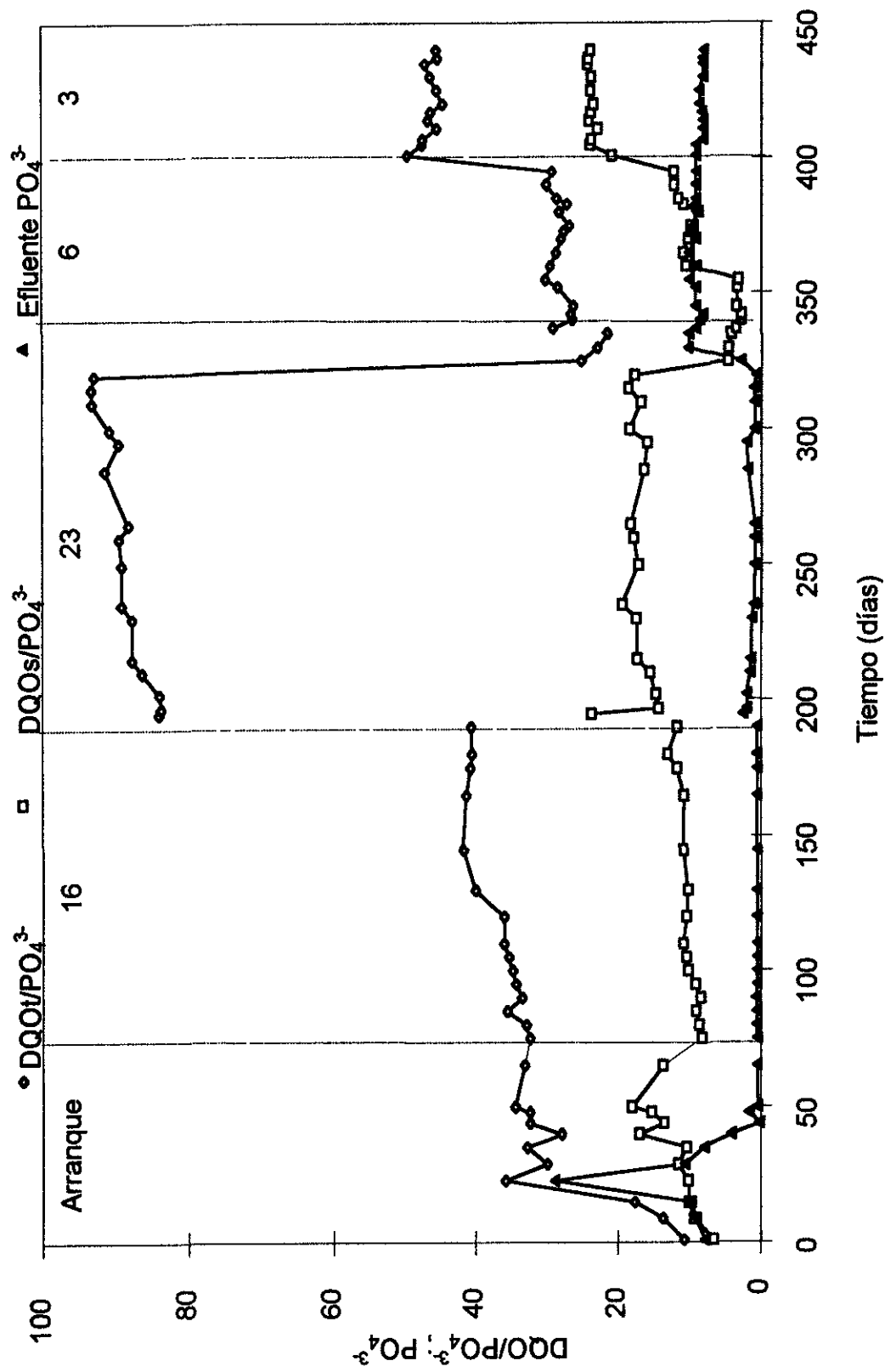


Figura 5.5. Valores de la relación DQO/PO₄³⁻ y su eficiencia en la eliminación de los fosfatos con los TRC de 23, 16, 6 y 3 días.

5.2.3 Eliminación de fósforo

Se determinó el comportamiento del TRC y su efecto en la eliminación de fosfatos. En la fig. 5.6 se muestra que desde el arranque (día cero) hasta el día 9 se detectó una pequeña excreción paulatina de los fosfatos (de 18 a 19 mg/l), quedando en el efluente al final de la fase aerobia 18.6 mg/l de los $P-PO_4^{3-}$ y una captura de 6%. Esta fue la primera señal de que los parámetros de operación eran los adecuados, aunque la excreción de los fosfatos no fuera muy grande; relacionando con la concentración de los sólidos suspendidos totales, estos se encontraban en una concentración de 580 mg/l y aún no se purgaba. Sin embargo, éstas diferencias en excreción y captura se hacen más notorias o incrementan en el día 29, cuando se determinó una excreción de 16 a 38 mg/l (139%). Posteriormente la concentración de los fosfato excretados en la fase anaerobia permanecieron en un promedio de 37 mg/l hasta el día 50.

Así, conforme transcurrió el tiempo de operación se fue incrementando la excreción de los fosfatos (al final de fase anaerobia) hasta el día 75, estabilizándose en 51 mg/l de los $P-PO_4^{3-}$. En tanto, la captura de los fosfatos se incrementó a partir del día 29 (29 a 38 mg/l), proceso que se favoreció por el incremento en la concentración de los microorganismos en el sistema (SST de 2300 mg/l), lo cual significa que quizá el descenso al final de la fase aerobia fue debido a que esta cantidad de los microorganismos aumentó y con ello también se incrementó el requerimiento de fosfato por el metabolismo normal.

La única manera de discernir si eran las BAF o algunas otras bacterias, como del tipo facultativo, fue la cantidad de los fosfatos excretados y del material orgánico capturado en la fase anaerobia (figs. 5.4 y 5.5). Sin embargo, la concentración de los $P-PO_4^{3-}$ capturados por los microorganismos permaneció constante a partir del día 50, logrando un 98% (0.64 ± 0.38 mg/l) de eliminación de los $P-PO_4^{3-}$. El porcentaje de aumento de los $P-PO_4^{3-}$ promedio al final de la fase anaerobia en el

período de estabilización fue de $313 \pm 97\%$, con una captura total del $98 \pm 1\%$ al final de la fase aerobia. Por lo presentado en la etapa de arranque, las condiciones manejadas hasta ese momento permiten la proliferación de las BAF y una manera indirecta de determinar si éstas se encuentran en el sistema es analizando los productos de las transformaciones microbianas. En este caso en particular, el porcentaje de eliminación de la DQO_5 fue de 85% entre los 40 y 70 días, tiempo en el cual la concentración de SST fue de 2300 mg/l. En tanto, el porcentaje de excreción fue de 313% como $P-PO_4^{3-}$ y un porcentaje de eliminación total del 94%.

A partir del día 75-190 (TRC de 16 días) el valor promedio de los fosfatos fue de 12.3 mg/l, en tanto que al final de la fase anaerobia se presentó un aumento a 59.6 mg/l y al final de la fase aerobia se obtuvieron valores de 0.35 mg/l.

Del día 190-340 se hicieron ajustes en el valor de influente o al $t=0$, obteniendo una concentración de 8 mg/l, al final de la fase anaerobia los fosfatos se incrementaron a 32 mg/l y en el efluente a 1 mg/l. Este valor permaneció constante durante este tiempo hasta el siguiente cambio de TRC de 6 días.

Del día 340-400, partiendo de un influente con 15 mg/l de los fosfatos, al final de la fase anaerobia se incrementaron a 32 mg/l y en el efluente a 9 mg/l, por lo que fue considerado como un 44 % de eliminación de los fosfatos, ver tabla 5.7.

Del día 400-445, manejando 9 mg/l de los fosfatos en el influente, se obtuvo un incremento al final de la fase anaerobia a 32 mg/l, el cual disminuyó en el efluente hasta 8 mg/l. Por lo que se muestra, estos dos TRC no fueron adecuados para la eliminación de los fosfatos.

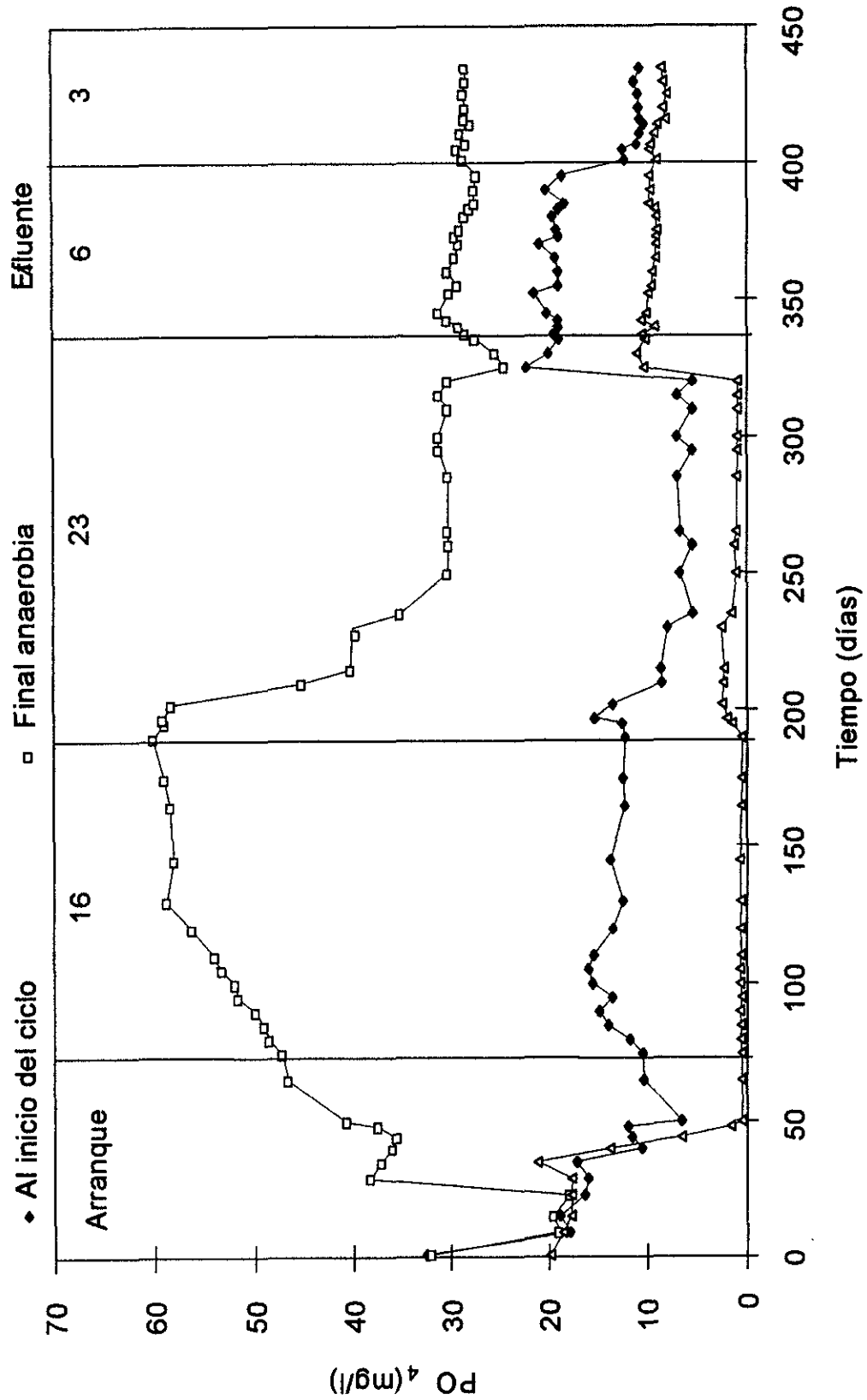


Figura 5.6. Comportamiento de los PO_4^{3-} al inicio del ciclo, final de la fase anaerobia y efluente con los TRC de 23, 16, 6 y 3 días.

Tabla 5.7. Promedio de las concentraciones de los P-PO₄³⁻ al inicio del ciclo, final de fase anaerobia y final del ciclo (valores en mg/l).

| Muestra | Tiempo de retención celular (días) | | | |
|------------------------------|------------------------------------|-------|---------|---------|
| | 3 | 6 | 16 | 23 |
| Al t=0 (al inicio del ciclo) | 11±0.74 | 19±2 | 12±0.74 | 5±2 |
| Final de fase anaerobia | 28±2 | 29±3 | 59±4 | 30±5 |
| Final del ciclo | 7±0.62 | 9±0.5 | 0.3±0.2 | 0.8±0.4 |
| Remoción (en por ciento) | 53 | 44 | 98 | 95 |

5.2.4 DQO y los fosfatos en un ciclo de tratamiento con los diferentes TRC

5.2.4.1 DQO

En la fig. 5.7 se observa la eliminación del material orgánico en un ciclo de 8 h. Los valores promedio de los P-PO₄³⁻ al finalizar cada fase son mostrados en la tabla 5.6. La captura de la materia orgánica disminuyó en la fase anaerobia en forma directa con el TRC. La mayor captura se obtuvo con los TRC de 23 y 16 días (79 y 82% de remoción de la DQO respectivamente). Cuando se presentó la mayor concentración del material orgánico, los TRC fueron menores (6 y 3 días), predominando las BF, lo que ocasionó que la captura del material orgánico disminuyera, ya que la proporción de las BAF disminuyó. Al incrementar el TRC, el consumo del sustrato es mayor para el almacenamiento, por lo que se reduce la concentración del sustrato en el medio y las BAF entran en competencia con las BF; en este caso las BAF predominan en el sistema. Esto se explica mejor con la incorporación de la fase aerobia.

El consumo de la DQO en fase aerobia fue mayor para los TRC de 3 y 6 días (52 y 58 % respectivamente). En tanto que para los TRC de 23 y 16 días se obtuvo una eliminación de la DQO del 46 y 12 % respectivamente (ver fig. 5.7), lo cual indica que con los TRC de 3 y 6 días predominan las BF. Estas oxidan el material orgánico y, es por eso, que se observa una disminución en el por ciento de eliminación de la DQO. Para los TRC de 23 y en especial para los 16 días, quizá el mayor número de microorganismos eran las BAF, las cuales en fase aerobia

consumen el PHB que se encuentra almacenado en las células. El consumo de sustrato exógeno es mínimo. Al ser muy poca la cantidad del material orgánico en esta fase, las bacterias aerobias estrictas, debido a la falta del material orgánico, no tienen oportunidad de proliferar en el sistema, lo que hace que la proporción de las BAF sea mayor. Como menciona Smolders *et al.* (1995), las BAF emplean el PHB almacenado como sustrato en condiciones anaerobias y durante condiciones aerobias es utilizado para la formación de la biomasa, mientras que otros organismos aerobios sufren de falta de sustrato y en consecuencia no producen biomasa.

5.2.4.2 Fosfatos

En la fig. 5.7 se muestran los fosfatos en un ciclo de tratamiento, los valores en concentraciones son mostrados en la tabla 5.7. En la fase anaerobia el mayor porcentaje de excreción de los PO_4^{3-} (460%) se obtuvo con el TRC de 23 días, y al disminuir el TRC la excreción de los PO_4^{3-} se vio afectada. Los TRC más largos son aquellos que logran una mayor liberación de los PO_4^{3-} en el medio, y esto está correlacionado con la cantidad del material orgánico que es almacenando por las bacterias (fig. 5.7). Para almacenar mayor cantidad del material orgánico se requiere más energía en forma de ATP. Al introducir el material orgánico en las células ocurre el rompimiento de las cadenas de polifosfato y, como consecuencia, la liberación de los fosfatos al medio, lo cual se justifica en los TRC de 23 y 16 días, donde es factible que las BAF se encuentren en el sistema.

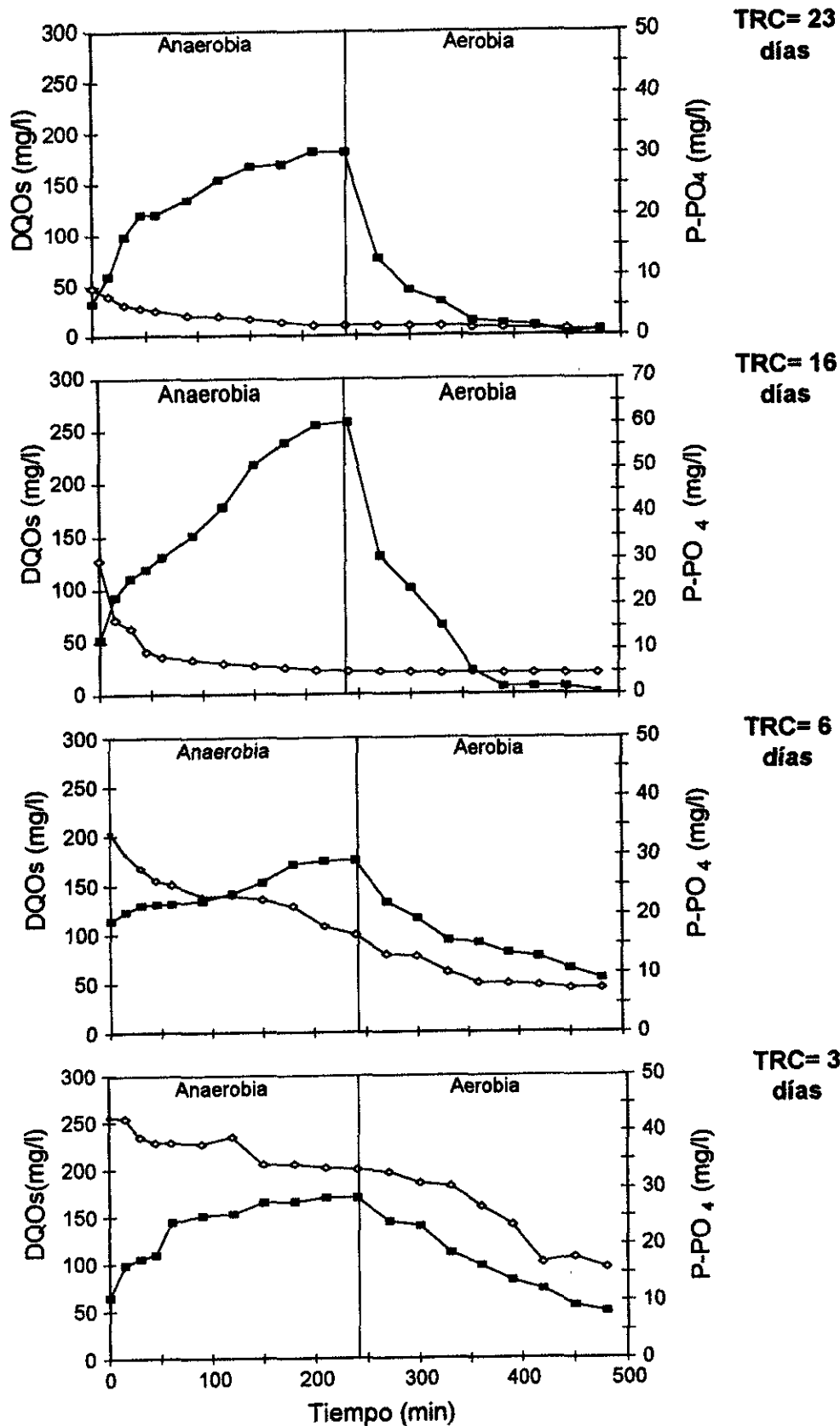


Figura 5.7. Comportamiento de la DQO (\diamond) y los $P-PO_4^{3-}$ (\blacksquare) con diferentes TRC en un ciclo de 8 horas.

La captura de los fosfatos ocurrida durante la fase aerobia se muestra en la misma figura. La mayor captura de los fosfatos se logró para el TRC de 16 días (98%), seguido de 23 días (95%) 6 y 3 días (44 y 53%). Se observa que la eficiencia de eliminación de fósforo disminuye con el TRC. Si se encuentra mayor cantidad del material orgánico capturado, entonces se requieren mayor cantidad de fosfato en fase aerobia. A partir de los valores promedio de la DQO mostrados en la tabla 5.6 y sacando una diferencia del $t=0$ y final de la fase anaerobia, se observa que con el TRC de 16 días existe una mayor captura del material orgánico. Esto se corrobora con la tabla 5.7, en donde la mayor eliminación, o bien, utilización de las células por el fosfato, se presentó con el TRC de 16 días (98%).

Los TRC de 6 y 3 días no fueron favorables para la eliminación de los fosfatos, quizá bajo estos TRC se presentó el fenómeno observado por Christensson *et al.* (1996), quienes trabajaron con los TRC de 25 y 7 días en donde en el sistema se presentó captura del material orgánico y liberación de los fosfatos, aunque no se obtuvo captura de los fosfatos durante la fase aerobia con el TRC de 7 días

5.2.5 Nitrificación

Con el fin de evitar que los lodos sean lavados del sistema antes de que los organismos nitrificantes se hayan establecido en el mismo, se determinó el efecto del TRC en la nitrificación.

Por otro lado, se consideró que las bacterias nitrificantes (BN) se han establecido dentro del sistema cuando en el medio se encontró un aumento de los nitratos y disminución del amonio. No solamente este comportamiento se puede presentar, ya que durante la fase anaerobia puede haber un incremento del amonio debido a procesos de amonificación; lo que es determinante, es que la concentración de los nitratos al final de la fase aerobia se vea incrementada.

En la fig. 5.8 se muestra el comportamiento del amonio en un periodo de 445 días; del día 0-75 corresponde al período de estabilización. En los primeros 9 días

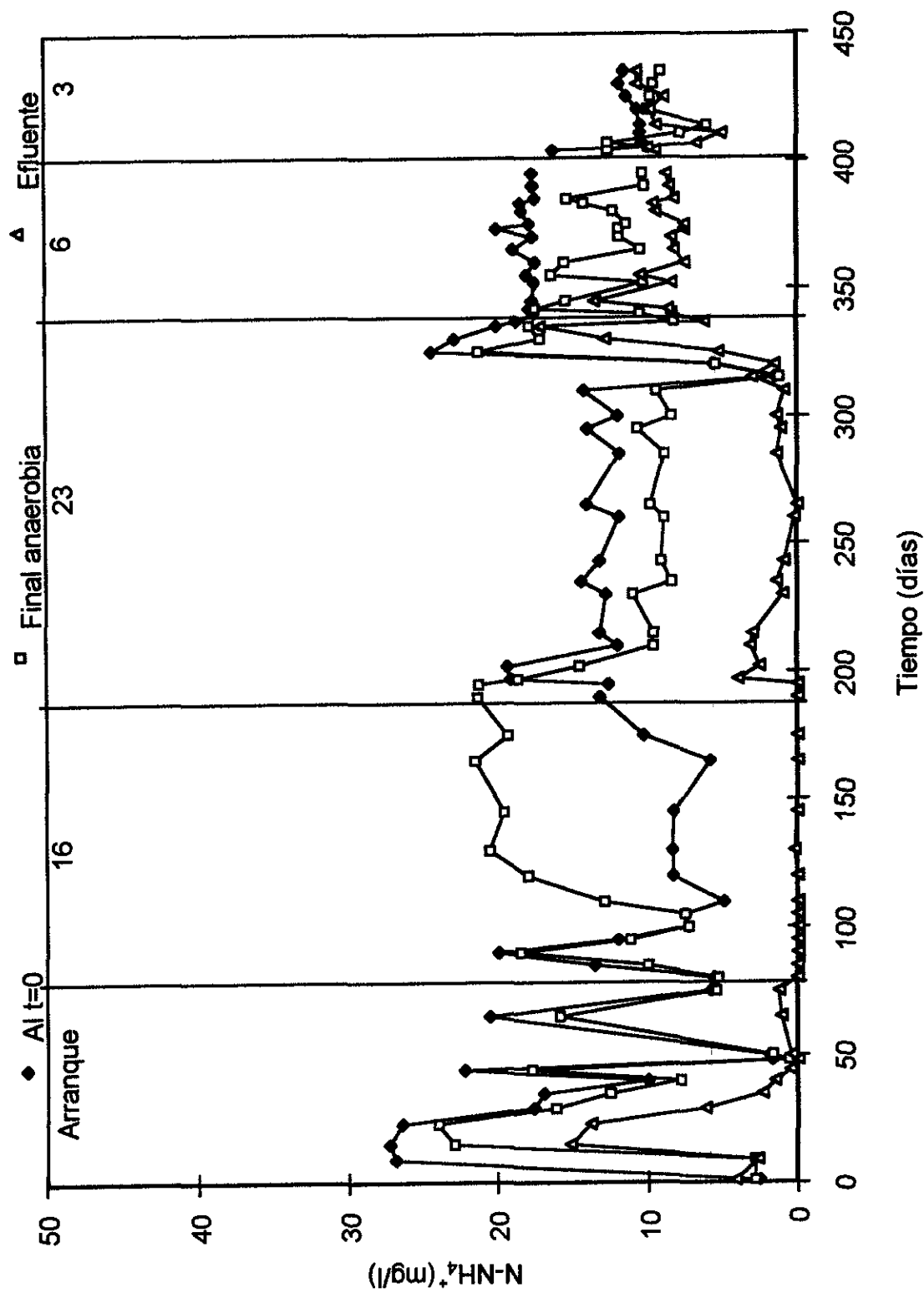


Figura 5.8. Valores del amonio al t=0, final de la fase anaerobia y efluente con los TRC de 23, 16, 6 y 3 días.

se presentó un incremento en la concentración del amonio. Schlegel (1988), reporta que se pueden presentar procesos de amonificación en el sistema, lo que propicia que se incremente la concentración del amonio en el medio. Durante la fase anaerobia el nitrógeno orgánico es reducido a N-NH_4^+ por acción de las bacterias amonificantes, aumentando por lo tanto su concentración. Durante la experimentación no se ajustó la concentración del N-NH_4^+ en el influente (tal y como llega a la planta de tratamiento de aguas residuales es introducida al reactor). Por consiguiente, la nitrificación se llevará a cabo dependiendo de la concentración del N-NH_4^+ que llegue a la planta; además de la temperatura, OD y el TRC.

El perfil de comportamiento de la concentración del amonio en el influente no fue constante, y dependió directamente de las actividades realizadas en el Campus Universitario y de la época del año. Se observa que aún con las fluctuaciones de amonio en el influente, la concentración en el efluente no disminuyó, presentando un pequeño decremento al día 29 (de 17.5 a 6.5 mg/l N-NH_4^+), que es equivalente a un 63% de eliminación. Posteriormente, en el influente disminuyó a 2.2 mg/l y por lo tanto, se encontró en el efluente 0.5 mg/l. A partir del día 65 hasta el 75 se mantuvo dentro de un promedio de 10 mg/l y se determinó que la concentración en el efluente disminuyó hasta el día 80, cuando se presentó eliminación del 100%. Se podría suponer que quizá en este tiempo se encuentran establecidas las BN, pero esto debe corroborarse con las concentraciones de los nitratos (N-NO_3^-) en el efluente.

Los valores del amonio fueron variables y estuvieron en un promedio de 10 mg/l en el período que comprende del día 75-190 (TRC de 16 días). Fue observado un aumento en la concentración del amonio al final de la fase anaerobia, el cual no fue constante, alcanzando las concentraciones más altas en un promedio de 18 mg/l, lo cual se atribuye a que quizá existe un proceso de amonificación como ya fue mencionado. Al final de la fase aerobia con este TRC (16 días) se presentó nitrificación total. Del día 190-340 (TRC de 23 días), se presentaron fluctuaciones

del amonio tanto en el influente, final de la fase anaerobia y efluente, que nunca fueron constantes. Presentando una concentración promedio en el influente de 15 mg/l, al final de la fase anaerobia se obtuvo un promedio de 9 mg/l y de 1 mg/l en el efluente. Existió nitrificación pero ésta no fue total. Del día 340-400 (TRC de 6 días), se detectó un valor en el influente de 18 mg/l, para el final de la fase anaerobia de 14 mg/l y en el efluente de 7 mg/l. Se observa una nitrificación parcial. Por último, del día 400-445 (TRC de 3 días) se observó un promedio de amonio de 12 mg/l y se presentó una disminución al final de la fase anaerobia de 11 mg/l. No existió nitrificación, ya que los valores en el efluente fueron de 6 mg/l (ver tabla 5.8). De acuerdo con los valores presentados en la tabla 5.8, la más alta remoción del amonio se obtuvo con los TRC de 23 y 16 días (95 y 100%) y disminuyó con el TRC de 6 y 3 días.

Tabla 5.8. Promedio de las concentraciones del $N-NH_4^+$ al inicio del ciclo, al final de la fase anaerobia y final del ciclo, y remoción para los 4 diferentes tiempos de retención celular

| Muestra | Tiempo de retención celular (días) | | | |
|--------------------------------|------------------------------------|--------|------|---------|
| | 3 | 6 | 16 | 23 |
| Al $t=0$ (al inicio del ciclo) | 10±2 | 17±1.4 | 7±4 | 13±2 |
| Final de fase anaerobia | 10±2 | 10±1.5 | 19±6 | 9±2 |
| Final del ciclo | 11±0.74 | 9±1.8 | 0 | 0.7±0.5 |
| Remoción (en por ciento) | - | 48 | 100 | 95 |

La eliminación biológica de nitrógeno (EBN) se presentó cuando se operó con TRC de 16, 23 y 6 días. De acuerdo con Winkler (1986), se presenta nitrificación con TRC de 5 días y hasta 30 días, aunque existen otros factores que limitan su aparición.

5.2.5.1 Producción de los nitratos

En la fig. 5.9 se muestra la producción de los nitratos al inicio del ciclo, al final de la fase anaerobia y efluente en el sistema. Durante el periodo de arranque y estabilización (75 días), se observó que la concentración de los $N-NO_3^-$ en el

influyente se mantuvo en un valor medio de 0.73 ± 0.28 . Estas son concentraciones muy bajas, pero aún su presencia podría resultar en un efecto negativo en el proceso de EBF. El proceso fue sometido primero a una fase anaerobia, en la cual si se llegaran a encontrar formas oxidadas de nitrógeno estos serán reducidos, es decir, se presentará una desnitrificación (Knowles, 1982), lo que se presentó desde el arranque del proceso. A los 15 días las concentraciones de los $N-NO_3^-$ son prácticamente cero, y el incremento de los $N-NO_3^-$ en el efluente empieza a ser más marcado a partir del día 40 y aumenta conforme transcurren los días de operación y se hace máximo al día 90, lo cual corresponde a un 100% de eliminación del $N-NH_4^+$. (fig. 5.8)

Del día 75-190 (16 días) se observó un incremento en los nitratos, lo cual alcanza un máximo a 3.75 mg/l. Con el TRC de 23 días la producción baja a 3.3 mg/l, y con el TRC de 6 días continúa bajando la producción a 0.75 mg/l, mientras que con el TRC de 3 días (0.5 mg/l) la producción de los nitratos fue afectada. En los datos mostrados en la tabla 5.8 se muestra el reflejo en la disminución del amonio, y en el incremento en el valor de los nitratos. Con un TRC de 16 días se obtuvo 100% de eliminación del amonio y la máxima producción de los nitratos de 3.75 mg/l. Esta producción disminuye con los TRC de 6 y 3 días. Sin embargo, Argaman (1985) menciona que se presenta nitrificación con los TRC de 6 hasta 20 días y Randall *et al.* (1992) operando con los TRC de 2 hasta 15 días se encuentra nitrificación en el sistema. En este estudio la nitrificación no se presentó con el TRC de 3 días.

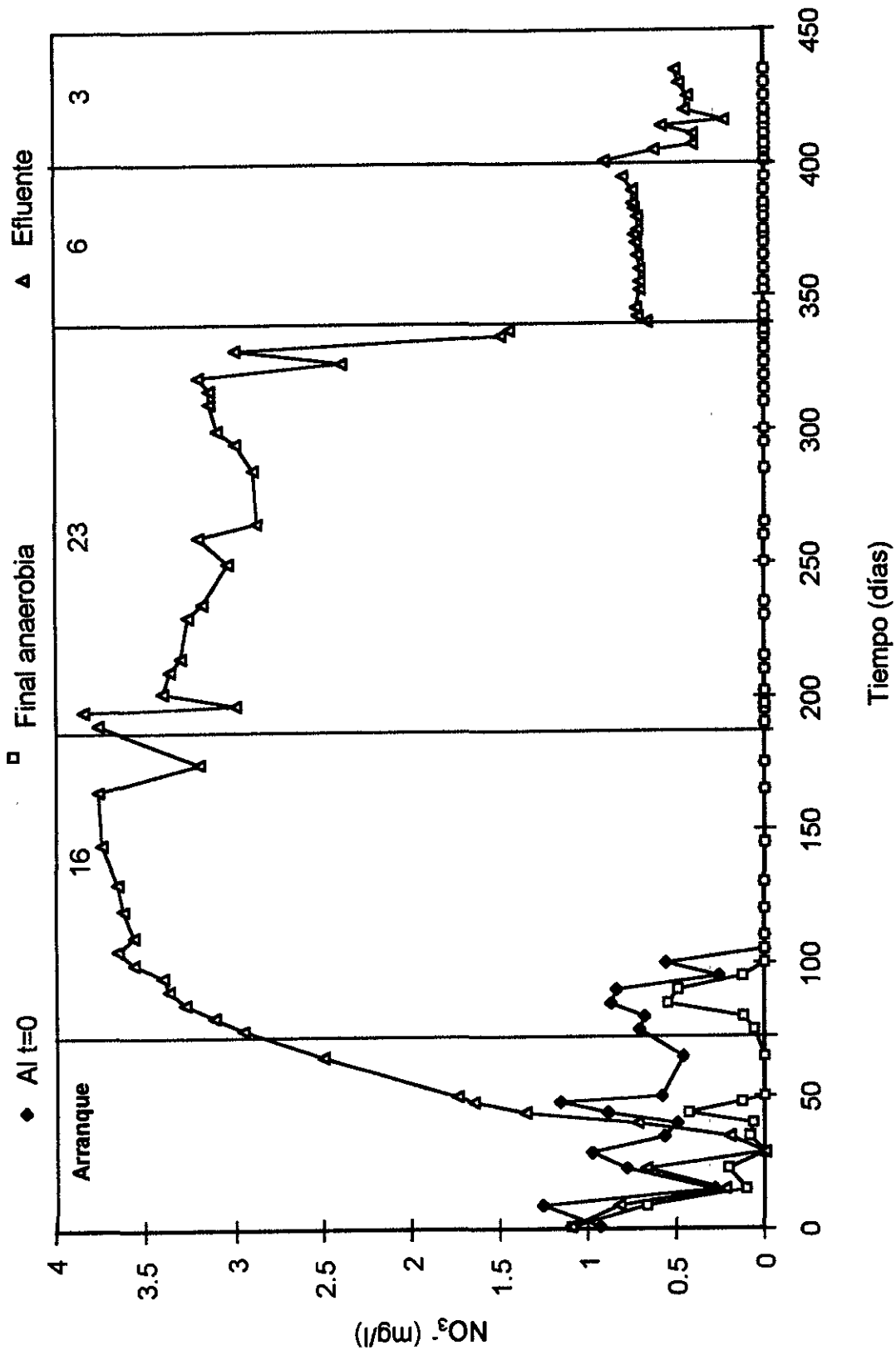


Figura 5.9. Valores de los nitratos al $t=0$, final de la fase anaerobia y efluente con los TRC de 23, 16, 6 y 3 días.

5.2.6 Nitrificación en un ciclo de tratamiento

En la fig. 5.10 se muestra el comportamiento del amonio en un ciclo de 8 h con alternancia de fases anaerobia/aerobia en función del TRC.

En la fase anaerobia el amonio permaneció constante, excepto para el TRC de 16 días, en donde se obtuvo un aumento en el valor del amonio, debido a que durante esta fase el nitrógeno orgánico es reducido a N-NH_4^+ por acción de bacterias amonificantes, aumentando por lo tanto su concentración (Schlegel, 1988), o a un proceso de reducción desasimilatoria, en el cual los nitratos presentes durante la fase anaerobia son reducidos para formar N-NH_4^+ , debido a la capacidad de algunos organismos para emplear los óxidos de nitrógeno como receptor final de electrones en ausencia de oxígeno molecular (Eckenfelder Jr. 1985). Por lo que se observó que la concentración de los nitratos desapareció prácticamente a cero en la fase anaerobia.

Durante la fase aerobia los mejores resultados se obtuvieron con los TRC de 23 y 16 días (94 y 100% de eliminación del amonio). Al bajar el TRC a 6 y 3 días se afectó de manera negativa la eliminación del amonio (52 y 0 % de eliminación), ver tabla 5.8.

5.2.6.1 *Producción de los Nitratos*

La producción de los nitratos en un ciclo de 8 h con periodos anaerobios/aerobios en función del TRC, se encuentra representada en la fig. 5.10. La concentración de los nitratos aumenta conforme se incrementa el TRC; con el TRC de 16 días se favoreció la producción de los nitratos (3.76 mg/l), así como con el TRC de 23 días (3.26 mg/l). Tomando en consideración que las bacterias nitrificantes tienen un crecimiento mucho más lento que los organismos heterótrofos que intervienen en la remoción de nutrientes carbonados, las tasas de reacción son proporcionalmente más lentas.

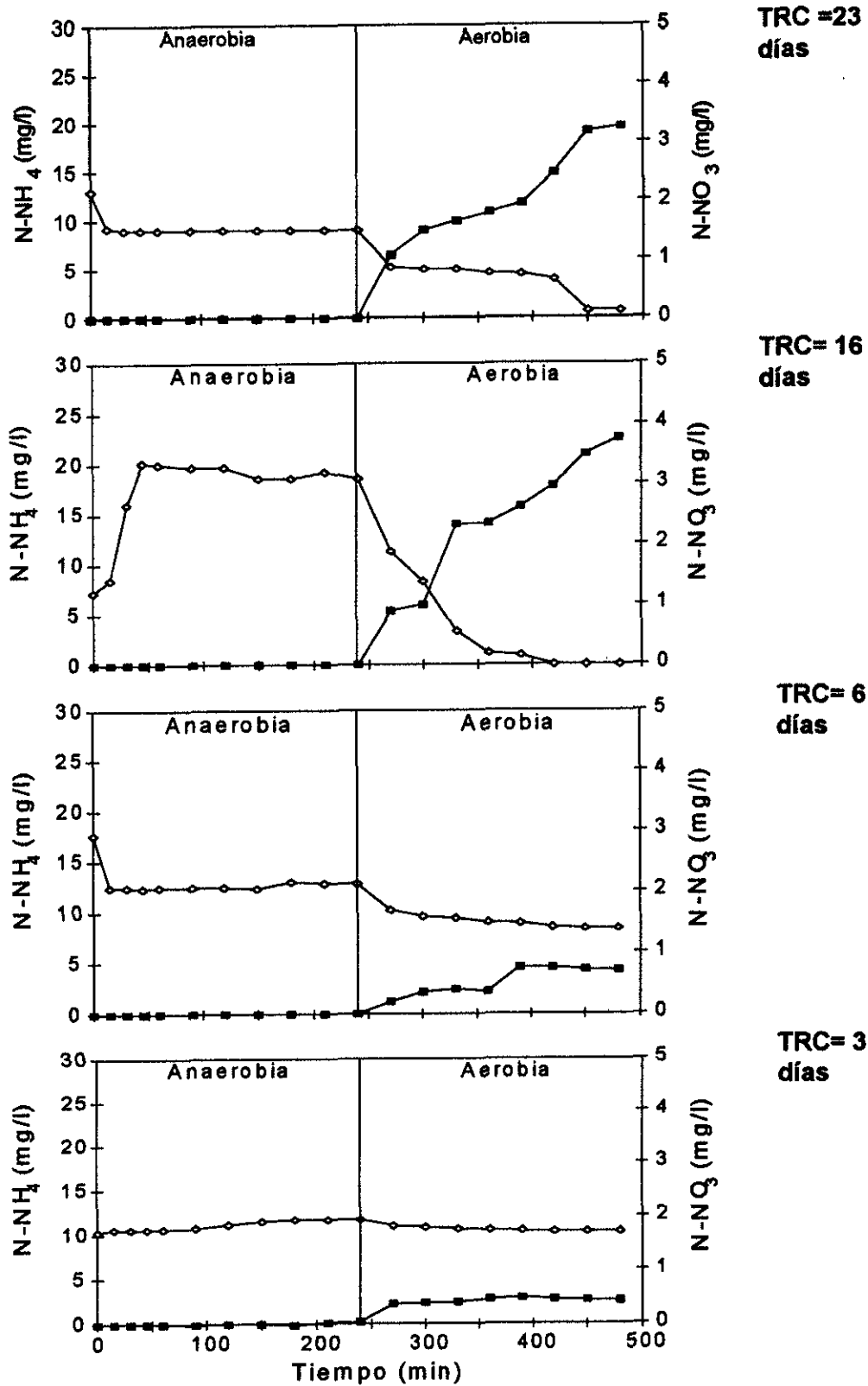


Figura 5.10. Comportamiento del amonio (◇) y los nitratos (■) con los diferentes TRC, en ciclos de 8 horas.

Esto significa que para mantener una población de nitrificantes en un sistema en proceso de crecimiento, el TRC debe ser suficiente para evitar el lavado de los organismos, a fin de alcanzar un grado satisfactorio de nitrificación.

Según Prakasam *et al.* (1979) se logra nitrificación a temperaturas de 9 °C y con un TRC de 19 días, en tanto que temperaturas de 16-23 °C y un TRC de 5 días fueron suficiente para llevar a cabo la nitrificación (Sedlak, 1991).

En este estudio se logró la nitrificación completa con el TRC de 16 días, con temperaturas de 20-25 °C. Se observó que cada uno de los TRC no se cumplió con la relación estequiométrica de 1 mol del N-NH_4^+ consumido por 1 mol de N-NO_3^- generado. La máxima producción de los nitratos que se llegó a generar es de 3-4 mg/l. Una diferencia del 81% del N-NH_4^+ eliminado por 19% de los N-NO_3^- generado, lo cual evidencia un marcado proceso de nitrificación-desnitrificación simultánea, durante el cual algunos microorganismos utilizan los óxidos de nitrógeno como receptores de electrones (Garzón, 1995) se observa que al final de la fase aerobia se elimina cerca del 100% del N-NH_4^+ (nitrificación completa).

Por otra parte, la concentración de los N-NO_2^- al final del ciclo fue mínima. Esto prueba que la variación de la concentración final de los N-NO_3^- no se debe a un bloqueo de la reacción $\text{NO}_2^- \longrightarrow \text{NO}_3^-$, ya que nunca se observó acumulación de los N-NO_2^- .

Esto puede explicarse, debido a que existe una relación interespecífica en la que los productos de la nitrificación (los óxidos de nitrógeno) son empleados por las bacterias heterótrofas como aceptor de electrones, actuando así como las bacterias desnitrificantes. Los TRC largos (23 y 16 días) fueron adecuados para la proliferación de las BN, sin embargo, el TRC más largo podría perjudicar a la EBN, ya que podría permitir el establecimiento de los organismos con tiempos de duplicación más largos como son los depredadores. La mejor eficiencia de

remoción se presentó con el TRC de 16 días, se obtiene un 96% de eliminación del material orgánico y un 100% de eliminación del N-NH_4^+ y un aumento de los nitratos, además de presentar el fenómeno de nitrificación-desnitrificación simultánea. Con respecto al TRC de 23 días, se presentó un fenómeno de nitrificación-desnitrificación simultánea, remoción del material orgánico del 99% y eliminación del N-NH_4^+ del 95%. Con los TRC de 6 y 3 días la eficiencia del sistema tiende a disminuir.

5.2.7 pH, temperatura y oxígeno disuelto

En las figs. 5.11, 5.12 y 5.13 se aprecian los comportamientos del pH, la temperatura y el oxígeno disuelto en el influente, final de la fase anaerobia y efluente, con los diferentes TRC. Cabe mencionar que tanto el pH como la temperatura no fueron controlados en el sistema, por lo que están en función de las condiciones presentadas en el día de muestreo.

5.2.7.1 pH

En la fig. 5.11 se muestra el valor del pH durante la experimentación. En el período de arranque se presentaron valores que variaron con el tiempo, sin embargo, fue considerado un valor de pH en el influente al $t=0$ de 7.36 ± 0.27 . Después de cuatro horas de tratamiento (final de la fase anaerobia) se obtuvo un pH promedio de 7.20 ± 0.72 y en el efluente de 7.70 ± 0.51 .

Con el TRC de 16 días los valores no permanecieron constantes, el pH promedio fue de 7.06 ± 0.24 en el influente, al final de la fase anaerobia de 6.91 ± 0.36 y en el efluente de 7.13 ± 0.21 .

El pH promedio al inicio de un ciclo fue de 7.40 ± 0.30 para un TRC de 23 días, al final de la fase anaerobia de 7.27 ± 0.35 y en el efluente de 7.50 ± 0.42 . Con el TRC

de 6 días, el comportamiento del pH presentó al $t=0$ un promedio de 7.61 ± 0.90 y en la fase anaerobia este fue de 7.48 ± 0.92 , mientras que en el efluente este valor fue de 7.90 ± 0.40 . Por último, con el TRC de 3 días se inició con pH de 7.08 ± 0.45 , al final de la fase anaerobia fue de 6.67 ± 0.12 y en el efluente de 7.56 ± 0.050 .

Las diferencias mostradas en los pH con cada TRC muestran que realmente su cambio está en función de las actividades metabólicas de los microorganismos. El pH promedio en el influente fue de 7.30 ± 0.23 . No se presentaron grandes cambios de este parámetro ya que el sistema sirve realmente como amortiguador de las variaciones en el pH en el agua cruda. Su disminución al final de la fase anaerobia muestra que la materia orgánica está siendo transformada a ácidos orgánicos, y es más marcada esta disminución del pH cuando el TRC disminuye.

La mayor disminución del pH en la fase anaerobia se presentó cuando se manejó la mayor C.O en el reactor (0.42 kgDQO/SST.d), donde el TRC fue de 3 días. Esto se debe a que al existir una relación mayor de alimento/microorganismo predominan en el sistema las bacterias fermentadoras, las cuales producen AGV bajo las condiciones anaerobias, ocasionando al final de la reacción una disminución del pH.

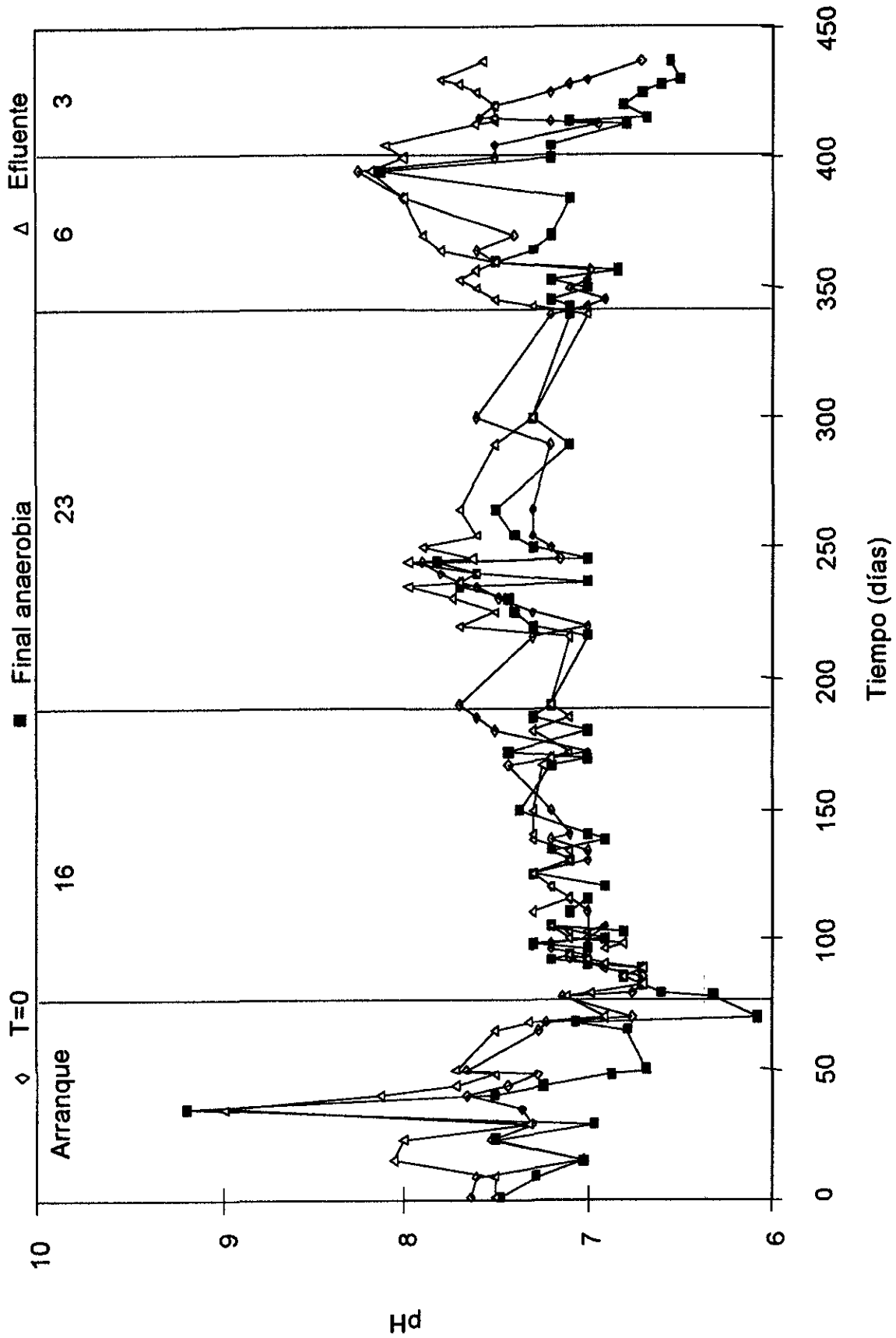


Figura 5.11. Comportamiento del pH con los TRC de 23, 16, 6 y 3 días.

5.2.7.2 Oxígeno disuelto

En la fig. 5.12 se observa el comportamiento del oxígeno disuelto a través del proceso en cada una de las fases de operación.

Cuando se tenía el control del TRC de 16 días, los valores de OD en el influente fueron de 0.40 ± 0.66 mg/l, al final de la fase anaerobia esta concentración fue de 0.015 ± 0.034 mg/l y en el efluente de 2.95 ± 0.67 mg/l. Al cambiar al TRC de 23 días se detectaron valores de 0.75 ± 0.60 mg/l, 0.044 ± 0.88 mg/l y 3.40 ± 2.42 mg/l respectivamente.

Posteriormente, con el TRC de 6 días estos valores no fueron muy variables con respecto a los anteriores (0.5 ± 0 mg/l, 0.2 ± 0 mg/l y 4.1 ± 1.27 mg/l).

Por último, con el TRC de 3 días se presentó un valor de 0.3 ± 0.1 mg/l en el influente, para el final de la fase anaerobia un valor promedio de 0.10 ± 0.01 mg/l y en el efluente de 0.86 ± 0.71 mg/l.

Según el comportamiento mostrado en la figura 5.16, se observa que cuando el TRC es alto; se encuentran mayores concentraciones de OD (2.95 y 3.0 mg/l). El OD se reduce al aumentar la C.O. Una explicación a esto; cuando la cantidad de la materia orgánica es mayor en el sistema, ocasiona una alta demanda de OD en el medio, es por eso, que se detectan estos valores. Al manejar una menor cantidad de materia orgánica, la demanda de oxígeno es pequeña, es decir, se incrementan los valores del OD en el medio. Desde el inicio del ciclo ($t=0$) al final de la fase anaerobia, esos valores tienen que ser reducidos para que el metabolismo de las BAF no se vea afectado. Lo obtenido en este trabajo es una disminución cuyo valor el oxímetro no detecta. En el efluente los valores se incrementaron al disminuir la C.O y aumentar el TRC.

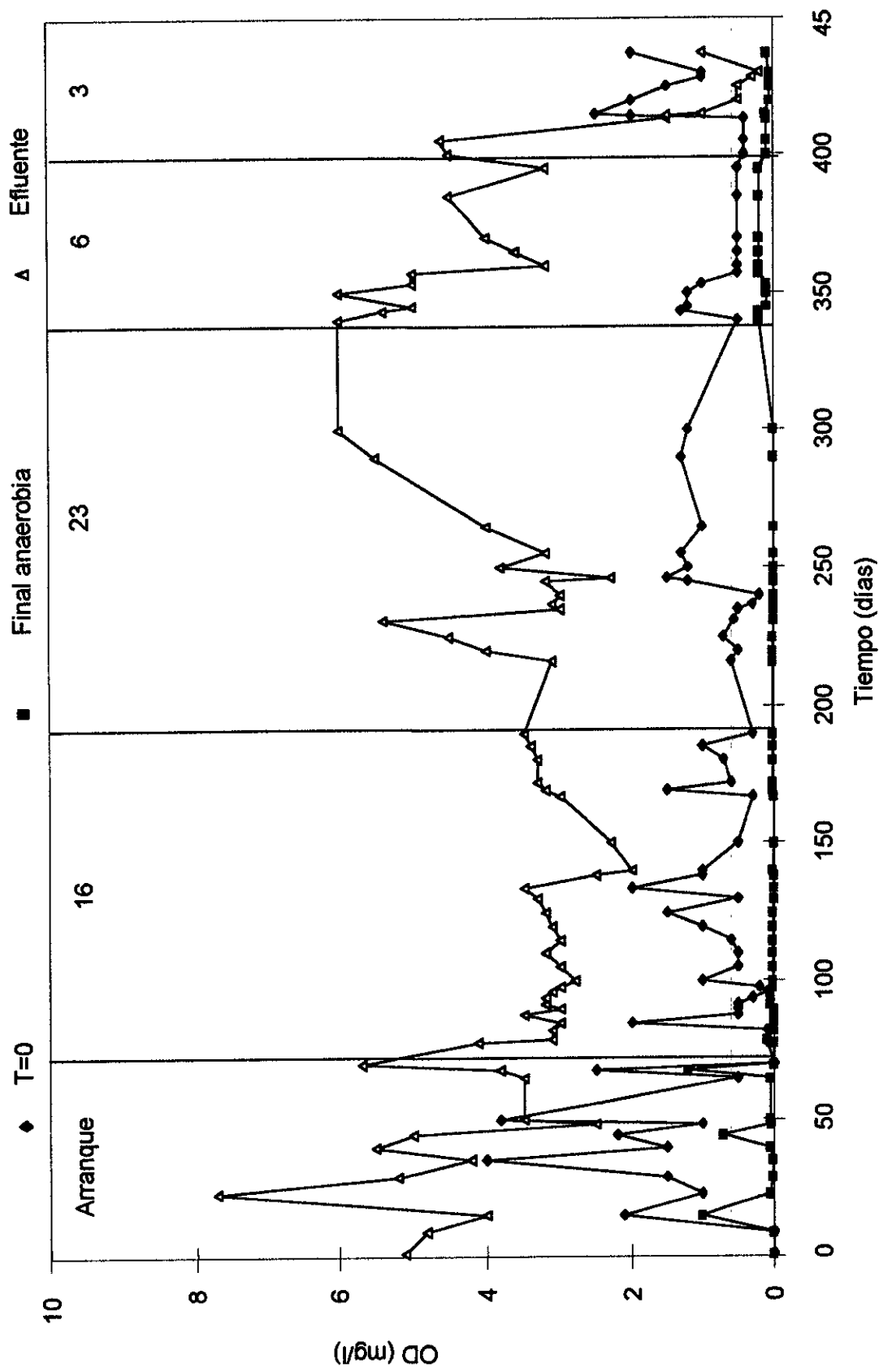


Figura 5.12. Comportamiento del oxígeno disuelto con los TRC de 23, 16, 6 y 3 días.

5.2.7.3 *Temperatura*

En la fig. 5.13 se observan los valores de la temperatura registrados en el proceso de experimentación con los diferentes TRC. Cuando se trabajó con el TRC de 16 días, la temperatura promedio registrada en el influente fue de 17 ± 3 °C, al finalizar la fase anaerobia se incrementó a 19 ± 2 °C y en el efluente de 19 ± 3 °C. En el segundo cambio del TRC (23 días), la temperatura fue de 20 ± 2 °C, 21 ± 2 °C y en el efluente permaneció sin cambio con respecto a la fase anterior. Con el TRC de 6 días fueron registrados valores de 19 ± 0 °C, 20.5 ± 1.5 °C y 21 ± 2 °C en cada una de las fases de operación. El TRC de 3 días registró en el influente una temperatura de 18 ± 0.61 °C, al final de la fase anaerobia de 19 ± 1 °C, y en el efluente 19 ± 1 °C.

Siendo la temperatura un factor importante para acelerar una reacción, en este caso es dependiente de las condiciones ambientales de cada época del año. Como ya fue mencionado, el sistema operó sin control de la temperatura, y cabe mencionar que los TRC se manejaron en diferentes épocas del año; así por ejemplo: para el TRC de 16 días su operación fue en los meses de noviembre de 1995 a abril de 1996; para el TRC de 23 días, en los meses de mayo de 1996 a octubre de 1996; el TRC de 6 días operó de octubre de 1996 a noviembre de 1996 y, por último, el TRC de 3 días, en los meses de diciembre de 1996 a febrero de 1997. Las temperaturas más bajas fueron registradas en los meses de octubre-diciembre (18 ± 0.61 °C) en el influente, después de finalizar la fase anaerobia se incrementa siempre 1 °C y al concluir el tratamiento otro °C. Falta corroborar si la temperatura probada afecta realmente a la EBFyN.

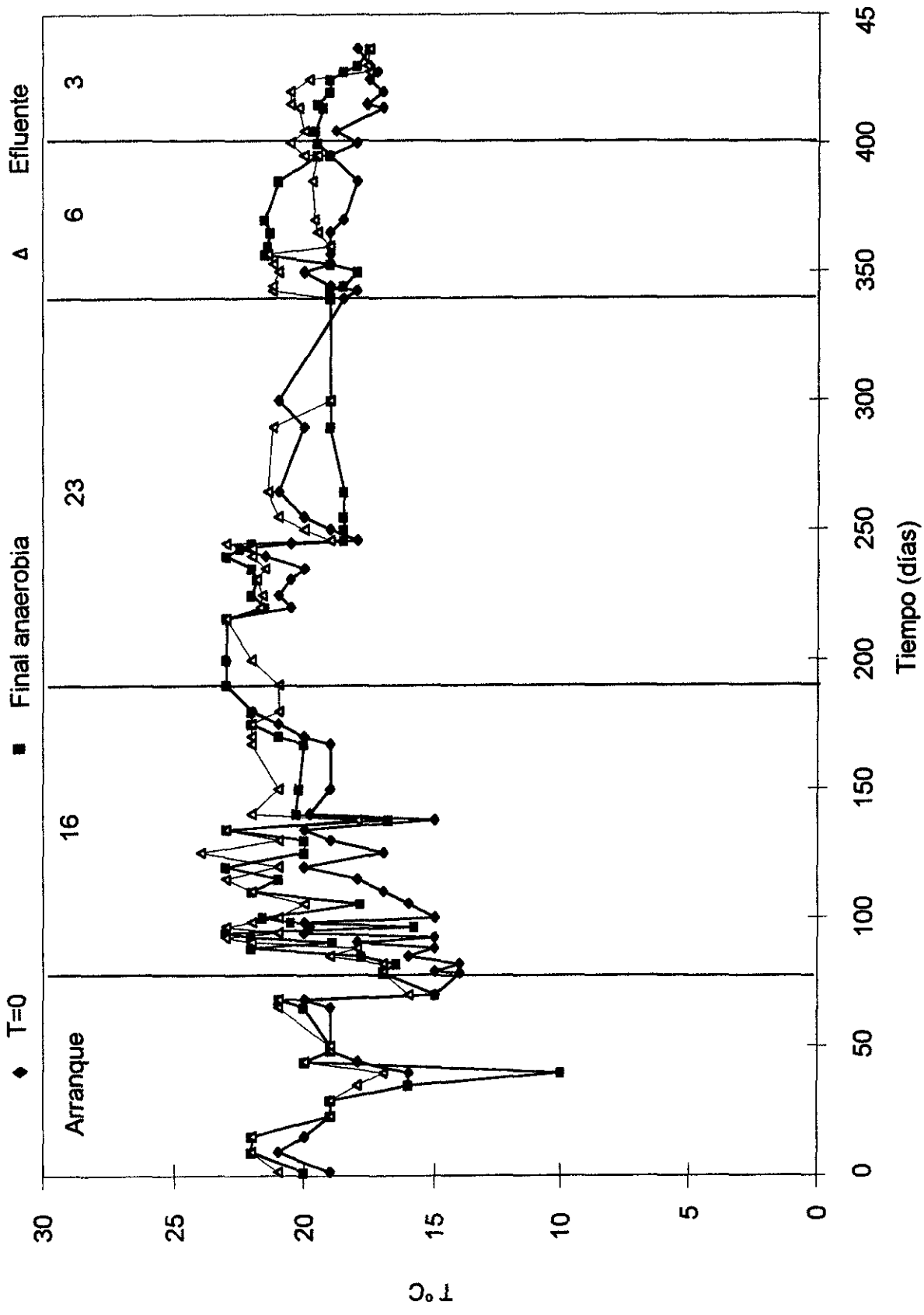


Figura 5.1.3. Comportamiento de la temperatura en los TRC de 23, 16, 6 y 3 días.

5.2.8 pH, Temperatura y Oxígeno Disuelto en un ciclo

El comportamiento de los parámetros fisicoquímicos en el medio con los diferentes TRC fue observado en la fig. 5.14 en el que se muestra en las diferentes fases.

5.2.8.1 Fase Anaerobia

a) pH

Al incrementar el TRC aumenta el pH (de 6.6 a 7.5) y se encuentra mayor excreción de los PO_4^{3-} . Cuando el pH estuvo en un intervalo de 7-7.5, los resultados están de acuerdo a los datos presentados por Smolders *et al.* (1994), en donde al incrementar el pH (5.5-8.5) aumenta la excreción de los PO_4^{3-} , al igual que se incrementa la remoción de la DQO. El pH en la fase anaerobia no afectó las concentraciones del amonio.

b) Temperatura

En el día de muestreo para el TRC de 23 y 16 días fue de 21 °C, en tanto para el TRC de 3 y 6 días fue de 18 y 20 °C.

c) Oxígeno Disuelto

No se detecta el oxígeno disuelto en la fase anaerobia, condición necesaria para activar el mecanismo de acumulación de los fosfatos.

5.2.8.2 Fase Aerobia

a) pH

La mayor remoción de la DQO se presentó con el pH de 7.7 con el TRC de 23 días, y la mayor eliminación de los PO_4^{3-} (95%) se obtuvo con el pH de 7.3 con el

TRC de 23 días (83%); al respecto menciona Groenestijn and Deineman (1985), que las más altas eficiencias en la EBF ocurren a valores de pH entre 7.5 y 8, aunque Carlsson *et al.* (1997) mencionan que con pH mayores de 7.8 se presenta precipitación química.

b) Temperatura

La temperatura se incrementó para los TRC de 16 y 23 días a 23 y 22 °C respectivamente, lo cual favoreció la EBF y la nitrificación.

c) Oxígeno Disuelto

Fueron detectadas buenas concentraciones de OD para los TRC de 16 y 23 días (2.5 y 4 mg/l), lo cual favorece la nitrificación y la captura de los fosfatos por las BAF. En tanto, para los TRC de 3 y 6 días las concentraciones de OD fueron bajas, lo cual resultó perjudicial para ambos procesos.

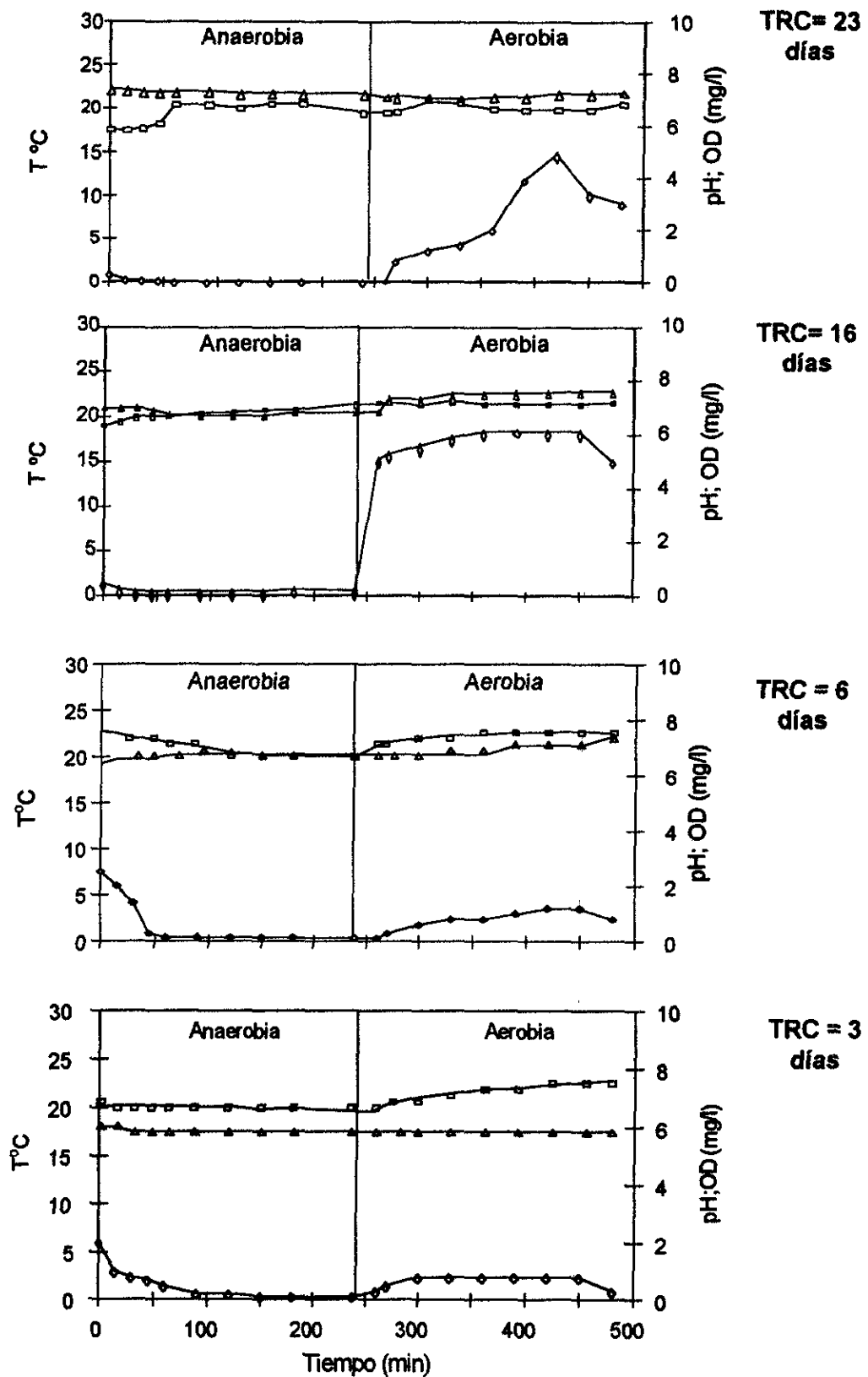


Figura 5.14. Comportamiento de la temperatura (Δ), pH (\square) y oxígeno disuelto (\diamond) a diferentes TRC en un ciclo de 8 horas.

5.2.9 Índice Volumétrico de lodos

El índice volumétrico de lodos se emplea como una medida de las características de sedimentación en un sistema, en la fig. 5.15 se muestra el efecto del TRC en el índice volumétrico de lodos (IVL).

En el primer TRC (16 días) se obtuvo un IVL promedio de 120 ml/g, para el TRC de 23 días fue de 108 ml/g para los TRC de 6 y 3 días el promedio fue 210 y 252 ml/g respectivamente; al respecto, Rodrigo *et al.* (1996) mencionan que con TRC de 10 hasta 67 días se presentaron entre 150 y 90 ml/g, sin embargo, Ramalho (1983) hace mención de que el IVL decrece con el TRC de acuerdo con los límites impuestos por la disponibilidad de sustrato. Al respecto, Echeverría *et al.* (1992), manejando las C.O en un intervalo entre 0.25-0.60 gDBO/gSSVLM·d y un TRC entre 4-10 días, observaron que los sólidos presentaron buena sedimentación, y cuando este sobrepasa el TRC de 10 días las características de sedimentación cambian de manera negativa. Además, se ha observado en la operación de un reactor discontinuo, tanto en éste trabajo como en el de Wanner (1992), que se producen flóculos grandes y compactos, que suelen ser así debido al régimen operacional establecido; en éste caso, los microorganismos almacenan los fosfatos en las células, lo que las hace probablemente más pesadas y facilitar con esto su sedimentación, por lo que la disponibilidad de sustrato y fósforo tienen gran influencia en la sedimentación de los lodos.

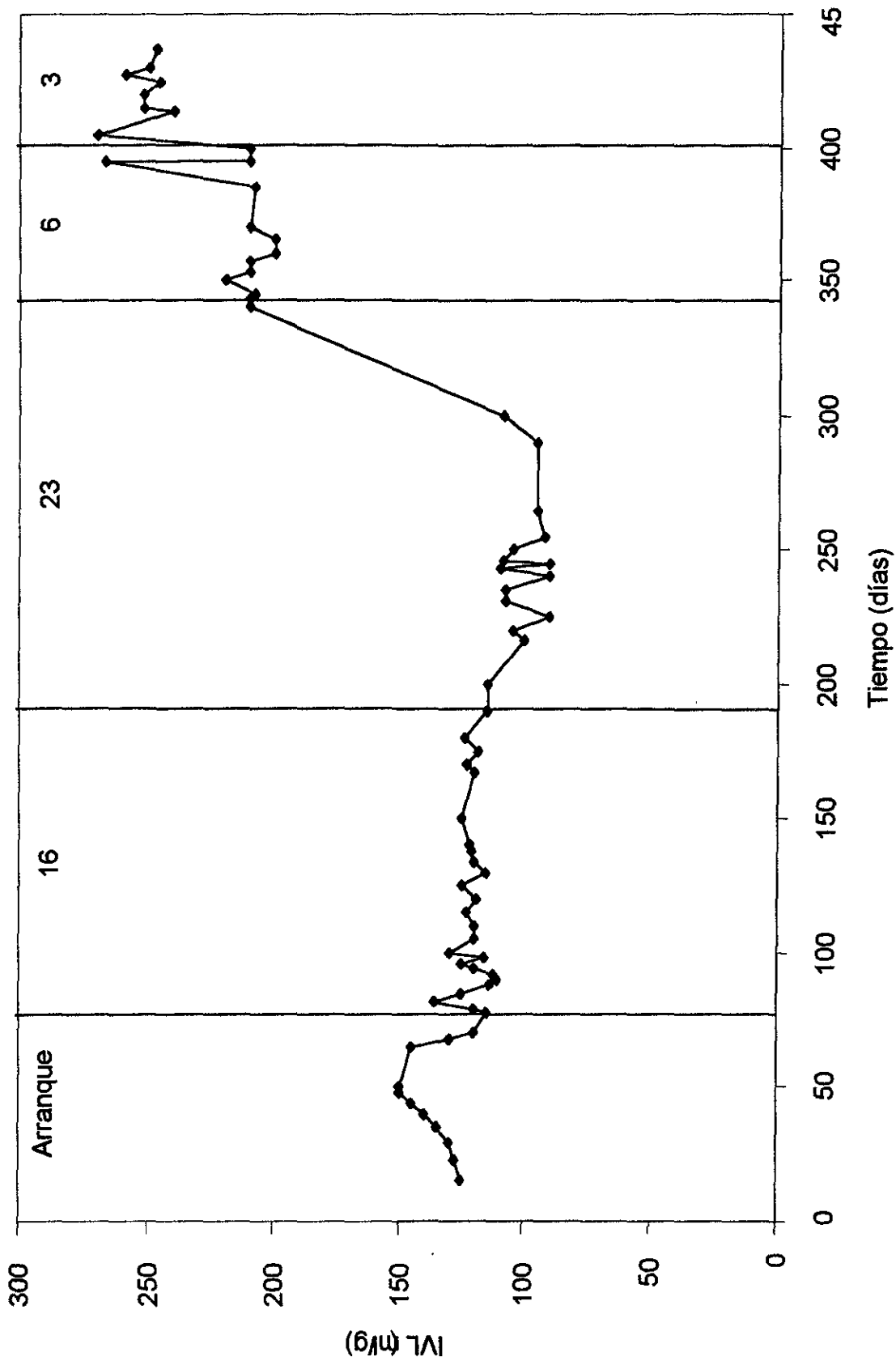


Figura 5.15 Índice volumétrico de lodos con los TRC 23, 16, 6 y 3 días.

5.3 Contenido de fósforo y nitrógeno en los lodos

Es importante determinar el contenido de nutrientes en los lodos, ya que en el caso de las BAF, éstas acumulan los fosfatos dentro de sus células. Determinar qué cantidad se encuentra en las células más lo que se está eliminando del medio, es un paso intermedio para realizar un balance de nutrientes en el sistema.

5.3.1 Contenido de los fosfatos en la biomasa

Una vez por semana, el fosfato total fue determinado en los lodos siempre con base en los SST. Las muestras de los lodos activados fueron tomadas al final de la fase anaerobia y al final del ciclo.

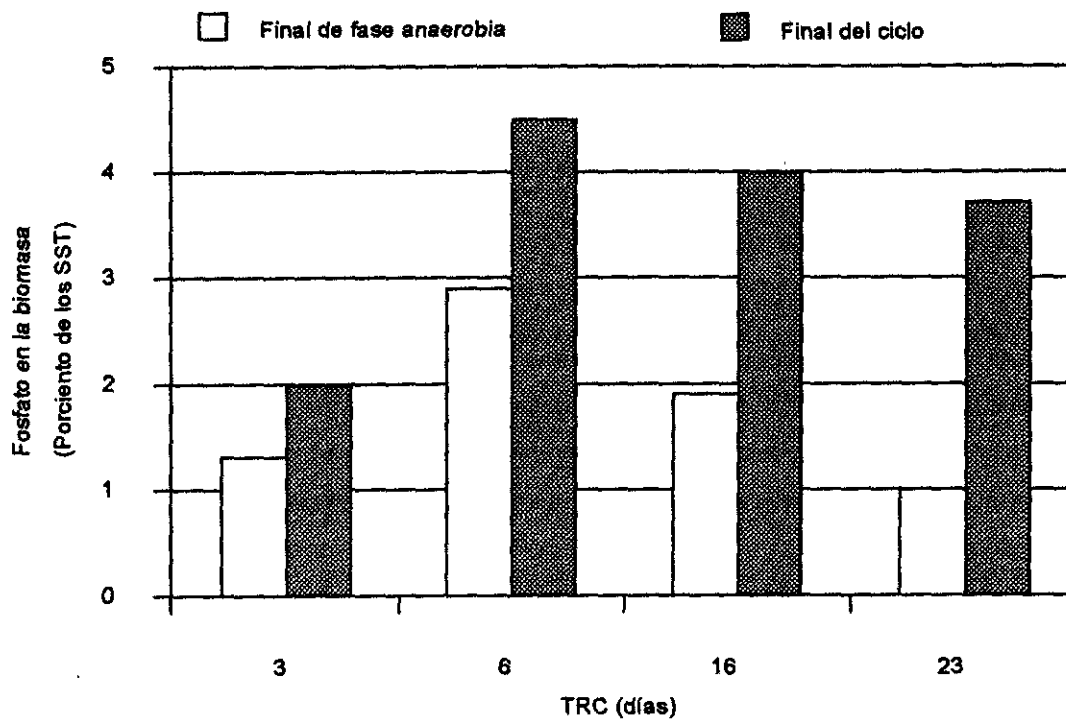


Figura 5.16. Concentración de los fosfatos en el lodo después de la fase anaerobia y al final del ciclo.

La fig. 5.16 muestra que los lodos contienen más baja cantidad de fosfatos después de la fase anaerobia que al final del ciclo. Con la excepción del TRC de 3 días, la concentración de fosfatos sigue un patrón. La concentración es

inversamente proporcional al TRC, al final de la fase anaerobia y del ciclo; la diferencia entre ellos es proporcional al TRC. Esto significa que la cantidad de los fosfatos liberados durante la fase anaerobia se incrementa con el TRC. En un proceso PhoStrip, Hashimoto and Furukawa (1984) observaron un contenido de fósforo intracelular del 2.5%, con un TRC de 5 días. Shao *et al.* (1992) reportan un contenido entre 1.3 y 2 % en un sistema de lodos activados y con un TRC de 1.5 días se pierde la capacidad para acumular fosfatos.

5.3.2 Contenido del nitrógeno en la Biomasa

En la fig. 5.17 se compara el contenido del nitrógeno en los lodos, minutos antes de finalizar la etapa de aeración con los diferentes TRC. Se puede observar que al aumentar el TRC el contenido de nitrógeno disminuye, siendo mayor para el TRC de 3 días (7.5%) y menor para el TRC de 23 días (5%).

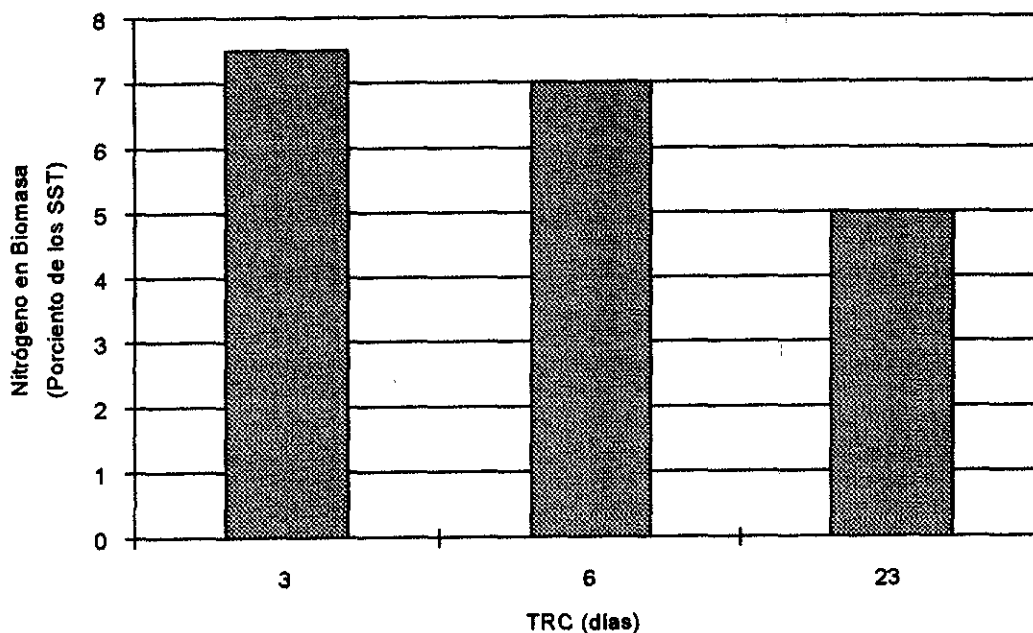


Figura 5.17. Contenido del Nitrógeno de los lodos con diferentes TRC.

5.4 Comparación del TRC con las velocidades específicas de crecimiento en la Eliminación Biológica de Fósforo y Nitrificación

Las velocidades de crecimiento para los TRC de 3 y 6 días ($\mu=0.065$ y 0.045 h^{-1}) no fueron adecuadas para las BN, ya que para el TRC de 3 días no se elimina el amonio del sistema y con el TRC de 6 días, se presenta un 48% de eliminación del mismo. Los tiempos de duplicación calculados para estos TRC fueron 4 y 6 días respectivamente, lo cual en realidad no ayudó a que las BN proliferaran en el sistema. De acuerdo con lo reportado por Winkler (1986), ocurre la nitrificación a partir de los 5 días. Durante la experimentación se presenta nitrificación pero ésta es parcial. Posiblemente se encuentren BN, siendo una cantidad pequeña comparada con las BF.

Con los TRC de 16 y 23 días se obtuvo el mayor por ciento de eliminación de los fosfatos de 98 y 95% respectivamente, lo que significa que con estos TRC se asegura la participación de las BAF. Con los TRC de 3 y 6 días el por ciento de eliminación de los fosfatos disminuye 53 y 44% respectivamente.

De acuerdo con Smolders *et al.* (1995), en un sistema que remueve fósforo, las BAF presentan bajas velocidades de crecimiento, esto comparado con las velocidades de crecimiento que presentan los organismos heterótrofos aerobios en el mismo sistema. La velocidad de crecimiento determinada para las BAF fue de 0.045 h^{-1} , lo que coincide con el TRC de 6 días, presentado en este trabajo. Esto significa que probablemente con los TRC de 23, 16 y 6 días se encuentren predominando las BAF, y que es cuando se presenta la más alta remoción de los fosfatos y también el contenido de los fosfatos en la biomasa fue el más alto. Para el TRC de 3 días esto no se detectó, ya que probablemente en este tiempo predominan las bacterias heterótrofas aerobias, cuyas velocidades de crecimiento son más altas. La velocidad reportada aquí fue de 0.065 h^{-1} (tabla 5.5). Bajo éste tiempo no se detecto eliminación de los fosfatos en la biomasa, por lo que se asegura que bajo este TRC no se llevó a cabo eliminación de los fosfatos.

5.5 BALANCE DE MASA

5.5.1 Balance de sólidos

Para empezar a realizar un balance de la masa en sólidos se tomaron los SST. En la tabla 5.9 se presentan estos en el influente, al final del ciclo (antes de la purga), en la purga y en el efluente. Se determinó por medio del siguiente planteamiento (ecuación 11); la masa de SST al inicio del ciclo. En este caso se presenta el calculo para el de 23 días.

$$\text{Masa de SST inicio del ciclo} = \text{Masa de SST en el influente} + \text{Masa de SST en el reactor} \quad (\text{Ec. 11})$$

Tabla 5.9. Valores promedio de sólidos suspendidos totales con cada TRC.

| TRC | SST (mg/l) | | | | Volúmenes de trabajo (l) | | | |
|--------------------------------|------------|------|------|------|--------------------------|------|------|------|
| | 23 | 16 | 6 | 3 | 23 | 16 | 6 | 3 |
| Influente | 65 | 80 | 110 | 150 | 201 | 473 | 860 | 1143 |
| Final del ciclo antes de purga | 2017 | 2317 | 2381 | 2382 | 1767 | 1767 | 1767 | 1767 |
| Purga | 2017 | 2317 | 2381 | 2382 | 26 | 37 | 98 | 200 |
| Efluente | 40 | 45 | 50 | 70 | 175 | 473 | 762 | 943 |

$$\text{Masa de SST al inicio del ciclo} = 13.3\text{g} + 3504.6\text{g} = 3517.9\text{g}$$

Para calcular la producción de la biomasa para cada ciclo se planteó la siguiente ecuación; tomando los datos de la Tabla 5.9 para el TRC de 23 días se obtiene:

$$\text{Masa producida} = \text{Masa al final del ciclo} - \text{Masa al inicio del ciclo} \quad (\text{Ec. 12})$$

$$\text{Masa producida} = 3564\text{g} - 3517.9\text{g} = 47\text{g}$$

La producción de la biomasa debe coincidir con la masa de SST purgados por ciclo. Para calcularlo se muestra la siguiente ecuación:

$$\text{Purga} = 47\text{g} + 7\text{g} = 54\text{g}$$

De acuerdo con la purga que se realizaba en el reactor, corresponde a 52.4 g de SST. En la tabla 5.10 se muestran los cálculos para cada TRC y la comparación de la purga calculada con la purga experimental.

Tabla 5.10 Valores del balance de masas (SST) y comparación de la purga calculada y experimental.

| TRC (días) | Masa de SST al inicio del ciclo (g) | Masa producida (g) | Purga calculada (g) | Purga experimental (g) |
|------------|-------------------------------------|--------------------|---------------------|------------------------|
| 23 | 3518 | 47 | 54 | 52 |
| 16 | 4205 | 71 | 91 | 89 |
| 6 | 3928 | 171 | 209 | 228 |
| 3 | 3897 | 378 | 444 | 484 |

De acuerdo con esto, la producción de sólidos (considerando los sólidos del efluente) se incrementa conforme disminuye el TRC, así para los TRC de 23, 16, 6 y 3 días se presenta una producción de 54, 91, 209.3g y 444.5g respectivamente.

Se observó que los resultados entre la producción de lodos concuerda con los sólidos que son eliminados del reactor por ciclo (con algunas fluctuaciones, debidas quizá a que las concentraciones que se reportan son valores promedio; además, las concentraciones de sólidos son variables en el efluente).

5.5.1.1 Rendimiento

La tabla 5.11 muestra el rendimiento, expresado en g de SST producidos/g de DQO removida, siendo los mayores rendimientos los TRC de 23 y 3 días (0.65 y 0.71 respectivamente). En tanto, para los TRC de 16 y 6 días los rendimientos fueron de 0.44 y 0.57. Los rendimientos expresados en g de SSV producidos/g de DQO removida son mostrados en la misma tabla, en donde los más altos

rendimientos fueron para los TRC de 23 y 3 días (0.51 y 0.53 respectivamente) y los menores para los TRC de 16 y 6 días (0.34 y 0.46 respectivamente).

Tabla 5.11 Rendimiento (g SS producidos/g DQO_s removida)

| TRC (días) | g SST producidos | g SSV producidos | g DQO _s removida | Rendimiento (g SST producidos/gDQO _s removida) | Rendimiento (g SSV producidos/gDQO _s removida) |
|------------|------------------|------------------|-----------------------------|---|---|
| 23 | 54 | 42.25 | 82 | 0.65 | 0.51 |
| 16 | 91 | 70.60 | 206 | 0.44 | 0.34 |
| 6 | 209 | 170 | 364 | 0.57 | 0.46 |
| 3 | 444 | 360 | 623 | 0.71 | 0.57 |

De acuerdo con Metcalf & Eddy (1979) en plantas convencionales de lodos activados se manejan rendimientos en un intervalo de 0.2 a 0.4 mg SSV/mg DQO removida, lo cual significa que los manejados durante este estudio se encuentran en ese intervalo. Por otra parte Wentzel *et al.* (1990) reportan un rendimiento para organismos poliP de 0.45 mg SSV/mg DQO, este dato fue similar al que se obtuvo con el TRC de 6 días. Sin embargo, Smolders *et al.* (1995) concluye que no existen grandes cambios en el rendimiento en función del TRC.

5.5.2 Balance de los fosfatos

El balance del fósforo se realizó tomando en consideración el encontrado en la biomasa, en forma disuelta y en forma total (el encontrado en la biomasa y disuelto). En la tabla 5.12 se muestran los valores de los fosfatos en las formas analizadas para cada uno de los TRC probados, así como su volumen de trabajo. Con estos valores se realizó y analizó el balance de los fosfatos.

Tabla 5.12. Formas de fosfatos encontrados con los diferentes TRC

| | P-PO ₄ (mg/l) | | | | | | | | | Volúmenes de trabajo (l) | | |
|-----------------|--------------------------|-------|----|----------|----|----|---------|-------|-----|--------------------------|------|------|
| | Total | | | Disuelto | | | Biomasa | | | | | |
| TRC (días) | 23 | 6 | 3 | 23 | 6 | 3 | 23 | 6 | 3 | 23 | 6 | 3 |
| Influyente | 20 | 23 | 25 | 16 | 17 | 10 | 3.4 | 6.3 | 15 | 201 | 860 | 1143 |
| Final del ciclo | 74.5 | 112.5 | 54 | 0,9 | 9 | 8 | 72 | 103.5 | 46 | 1767 | 1767 | 1767 |
| Purga | 74.5 | 112.5 | 54 | 0,9 | 9 | 8 | 72 | 103.5 | 46 | 26 | 98 | 200 |
| Efluente | 2 | 17 | 12 | 0,9 | 9 | 8 | 1.2 | 9.5 | 4.5 | 175 | 762 | 943 |

Masa de fosfatos en el influente = Masa de la purga + Masa del Efluente (Ec. 14)

5.5.2.1 Total

La forma llamada en este caso total incluye; los fosfatos encontrados en la biomasa y en el medio de forma disuelta. Para el caso del TRC de 23 días se obtiene a partir de la ecuación 14, la masa de los fosfatos contenida en el influente

Masa de fosfato total en el influente = 1.93g + 0.35g = 2.28 g

5.5.2.2 Disuelta

Para la forma disuelta de los fosfatos siguió el mismo planteamiento y las masas son calculadas de la tabla 5.13. Al igual que el anterior la masa de los fosfatos en el influente, se determinó a partir de la ecuación 14. La tabla 5.14 presenta las masas de las formas de los fosfatos en el influente con los diferentes TRC.

Masa de fosfatos disueltos en el influente = 0.023g + 0.157g = 0.18 g

5.5.2.3 Biomasa

Para la biomasa se planteó lo siguiente para realizar un balance de los fosfatos con el fin de determinar cuanto fosfato se introduce al reactor en biomasa. Se calcula el valor para el TRC de 23 días.

Masa de los fosfatos en la Biomasa en el influente = 0.21g + 1.87g = 2.08g

Tabla 5.14 Formas de los fosfatos en el influente (g) para los diferentes TRC.

| TRC (días) | Total | | Disuelto | | Biomasa (en SST) | |
|---------------|-------|------|----------|------|------------------|------|
| | (1) | (2) | (1) | (2) | (1) | (2) |
| 23 | 4.1 | 2.28 | 3.3 | 0.18 | 0.80 | 2.1 |
| 6 | 19.8 | 24 | 7.7 | 7.7 | 5.41 | 17.3 |
| 3 | 28.6 | 22.1 | 11.4 | 9.1 | 17.1 | 13.4 |

(1) Datos experimentales

(2) Datos calculados, obtenidos a partir del balance (ecuación 14).

De la tabla 5.13 se concluye que existen variaciones del fosfato en la biomasa como SST. Estas pueden ser debido a que los datos que se manejan son valores promedio. Los datos de la forma disuelta como puede observarse es más homogénea. En tanto, la forma global (total), presenta variaciones.

5.5.2.4 *Contenido de fosfatos en los lodos de purga*

En la tabla 5.14 se muestra un balance de los fosfatos en la biomasa de purga. El caudal de purga incrementó (26,37,98 y 200) cuando el TRC disminuye (23, 16, 6 y 3 días respectivamente), al igual que los fosfatos en la purga. El contenido de fosfatos fue expresado en por ciento.

Se determinaron los fosfatos en la purga considerando la ecuación 15. El ejemplo corresponde al TRC de 23 días, para los demás se representan en la tabla 5.15

$$\text{Fosfatos en purga} = (\text{Fosfatos en Biomasa})(\text{caudal de purga}) \quad (\text{Ec. 15})$$

$$\text{Fosfatos en purga} = (0.0736\text{g/l})(26 \text{ l}) = 1.91\text{g}$$

Con los fosfatos de la purga presentados anteriormente, a continuación se presenta la masa de SST purgados por la cantidad de fosfatos. En la ecuación 16 se presenta la consideración para la obtención de estos valores

$$\text{Por ciento de fosfato en la Biomasa (SST)} = \text{Fosfatos en purga}/\text{masa de SST purgado} \quad (\text{Ec. 16})$$

$$\begin{aligned} \text{Por ciento de fosfato en la Biomasa (SST)} &= 1.91\text{g}/52.4\text{gSST} = 0.036 \\ &= 3.6\% \text{ de } \text{PO}_4 \end{aligned}$$

A partir de esta expresión se realizó lo mismo para el resto de los TRC, lo cual es mostrado en la tabla 5.15.

Tabla 5.15 Contenido de los fosfatos en los lodos de purga durante un ciclo de tratamiento.

| TRC (días) | Fosfatos en la Biomasa (SST) (g/l) | Caudal de purga por ciclo (l) | Fosfatos en la purga (g) | Masa de SST purgados (g) | Por ciento de fosfatos en la biomasa (SST) eliminada en la purga |
|------------|------------------------------------|-------------------------------|--------------------------|--------------------------|--|
| 23 | 0.07 | 26 | 2 | 52 | 3.6 |
| 16 | 0.93 | 37 | 3.5 | 89 | 3.9 |
| 6 | 0.10 | 98 | 10 | 209 | 4.8 |
| 3 | 0.04 | 200 | 9 | 444 | 2 |

Se observa que al aumentar el caudal de purga, incrementa el contenido de los fosfatos con la excepción del caudal de purga de 200 l que corresponde al TRC de 3 días, fue el menor (2% de PO_4^{3-}). La mayor acumulación se da con el TRC de 6 días (4.8%) seguido por los TRC de 16 y 23 días (3.9 y 3.6% respectivamente).

La mayor cantidad de SST purgados fue de 444 g (TRC de 3 días). Sin embargo, fue en la que menos fosfatos se encuentran, ya que los lodos que se establecen en este tiempo no tienen la capacidad de acumular los fosfatos. La velocidad específica de crecimiento para este TRC, ver tabla 5.4 corresponde a la más alta $\mu=0.065 \text{ h}^{-1}$, un td de 4.5 días, siendo el de más alto rendimiento (0.71) ver tabla 5.11. Estos datos indican de manera indirecta que predominan las BF, ya que no existe acumulación de los fosfatos. Con el caudal de purga de 98 l, se obtuvo una acumulación del 4.8%, en tanto la eliminación del agua residual fue del 44% (fig. 5.6 y tabla 5.7). Para el caudal de purga de 37 l (TRC de 16 días), los fosfatos en la purga fue del 3.9% y la eliminación en el medio fue del 98% (fig. 5.6 y tabla 5.7). Y por último, con el caudal de purga de 26 l (TRC de 23 días), la acumulación fue

del 3.6% y una eliminación del agua residual del 95%. La acumulación de los fosfatos y la eliminación del agua residual fueron similares en los TRC de 23 y 16 días. Shao *et al.* (1992), reportan un contenido entre 1.3 y 2% en un sistema de lodos activados y con un TRC de 1.5 días se pierde la capacidad de acumular los fosfatos.

De acuerdo con lo observado en el balance de los fosfatos totales, en todos los casos las masas de los fosfatos que salen del reactor no es la misma que la que se esta introduciendo, los errores podrían deberse a que se manejan valores promedio, además de no contar con un seguimiento al siguiente ciclo, sino que son muestras de un solo ciclo de 8 h, de los realizados 3 veces al día. Por consiguiente, se determinó la cantidad de los fosfatos que tenían los lodos purgados. El resultado de este análisis muestra que existe concordancia entre los datos analizados en este apartados y el reportado en el apartado 5.3.1.

6.0 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- 1.- El comportamiento del Tiempo de Retención Celular (TRC, edad de los lodos), es lineal con la Carga Orgánica entre valores de 0.08 y 0.032 kgDQO/kgSST·d. La mayor carga orgánica utilizada de 0.42 kgDQO/kgSST·d, no cae dentro del comportamiento lineal para generar un TRC de 3 días.
- 2.- Se logró el establecimiento de Bacterias Acumuladoras de Fosfato (BAF) y Nitrificantes (BN), manteniendo el sistema con cargas orgánicas entre 0.08 y 0.32 kgDQO/kgSST·d.

- 3.- El Tiempo de Retención Celular es inversamente proporcional a la carga orgánica y la purga de los lodos es directamente proporcional a la carga orgánica.
- 4.- El mayor rendimiento (gSST producidos/gDQO consumida) se observó con un Tiempo de Retención Celular de 3 días (0.71) y el menor para el de 16 días (0.44).
- 5.- La remoción de DQO se incrementa con el TRC y decrece con la carga orgánica. Con un TRC de 3 días se obtuvo remoción del 81%, en tanto con un TRC de 23 días una remoción del 99%.
- 6.- La remoción biológica de fósforo se llevó a cabo con TRC de 6 a 23. La más alta remoción fue observada con un TRC de 16 días (98%) y no se presentó con los TRC de 3 días.
- 7.- La más alta concentración de fosfatos en los microorganismos fue de 4.8% (PO_4/SST) y la más alta capacidad de los lodos de acumular fosfatos fue observada con un TRC de 23 días.
- 8.- Al aumentar el Tiempo de Retención Celular disminuye el Índice Volumétrico de Lodos, lo cual es deseable para lograr una mejor separación de los lodos durante el proceso de sedimentación. Se obtuvo un Índice Volumétrico de Lodos de 108 ml/gSST con el TRC de 23 días y de 252 ml/gSST con el de 3 días.
- 9.- La nitrificación se presentó con los Tiempos de Retención Celular de 6, 16 y 23 días. El Tiempo de Retención Celular de 3 días no permite el desarrollo de bacterias nitrificantes.

RECOMENDACIONES

De acuerdo con la experimentación realizada y las conclusiones obtenidas, se propone para continuar estudios sobre este tema de investigación lo siguiente:

1. Si la investigación es realizada en reactores discontinuos, monitorear los ciclos ejecutados por día, ya que así se podrá tener un mejor manejo, para llegar con éxito a un control del balance de masas, y con esto el TRC se mantendrá constante.
2. Realizar análisis que apoyen al mecanismo de acumulación de fosfato en las células, por ejemplo tinciones y análisis de microscopía electrónica.
3. Estudiar la microbiología del sistema para la identificación de las poblaciones que intervienen en este proceso y su cambio con los diferentes TRC, esto con el fin de apoyar la hipótesis.
4. Dentro de la operación, implementar una fase anóxica a las fases anaerobia/aerobia, para desnitrificar al sistema y poder evaluar el efecto del TRC. Y por último, una fase aerobia para recapturar el fosfato liberado durante la fase anóxica.

7.0 BIBLIOGRAFÍA

Activated Sludge Manual of Practice OM-9. Operations and Maintenance. (1987).
Water Pollution Control Federation. USA.

Ahn, K and Kornberg, A. (1990). Polyphosphates kinase from *Escherichia coli* J.
Biol. Chem. **265**:1734-1739.

Alarcon, A. (1961). Removal of Phosphorus from "Sewage" Master's Essays. The
Johns Hopkins University Baltimore.

Alexander, M. (1980). *Introducción a la Microbiología del Suelo*. AGT Editor, S.A.
México.

Ames, G. (1986). Bacterial periplasmatic transport systems: structure, mechanism
and evolution. *Ann. Rev. Biochem.* **53**: 397-425.

Anthonisen, A. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid:
JWPCF. **48**(5): 835-852.

- APHA, AWWA & WPCF. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 16th edition. Washington, D.C.
- Ardern, E y Locket, W. (1914). Experiments on the oxidation of the sewage without the aid of filters. *J. Soc. Chem. Ind.* **33**(23):1122-1130.
- Argaman, Y. (1985). Energetics of single-sludge nitrogen removal. *Wat. Res.* **19**(12):1505-1513.
- Arora, M; Barth, E and Umphres, M. (1985). Technology evaluation of sequencing batch reactors. *JWPCF.* **57**(8): 867-875.
- Arun, V; Mino, T and Matsuo, T. (1988). Biological mechanisms of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phosphorus removal systems. *Wat. Res.* **22**: 565-570.
- Bernard, V. (1992). Analyse ecologique des boues activees ingénieur hydrologue. Service de l'Assainissement. Préfecture de Paris.
- Bock, E; Koops, H and Harms, H. (1986). Cell biology of nitrifying bacteria. In Nitrification. J. I Prosser editor IRL Press, Oxford: 17-38.
- Bock, E and Joyner, S. (1991). The role of microorganisms other than *Acinetobacter* in biological phosphate removal in activated sludge process. *Wat. Sci. Tech.* **15**: 117-125.
- Brodisch, K and Joyner, S. (1983). The role of microorganisms other than *Acinetobacter* in biological phosphate removal in activated sludge process. *Wat. Sci. Tech.* **15**:117-125.
- Brodisch, K. (1985). Interaction of different groups of microorganisms in biological phosphate removal. *Wat. Sci. Tech.* **17**: 89-97.
- Bortone, G. and Gemelli, S. (1992). Nitrification, denitrification and biological phosphate removal in sequencing batch reactors treating piggery wastewater. *Wat. Sci. Tech.* **26**(5/6): 977-985.
- Buchan, L. (1981). The location and nature of accumulated phosphorus in seven sludges from activated sludge plants, which exhibited enhanced phosphorus removal. *Water SA*, **7**:1-7.
- Carlsson, H; Aspegren, H; Natuscka, L and Hilmer A. (1997). Calcium phosphate precipitation in biological phosphorus removal systems. *Wat. Res.* **31**(5):1047-1055.

- Carpenter, P. (1983). *Microbiology*. W.B. Sanders Company, Philadelphia.
- Castignetti, D and Hollocher, T. (1984). Heterotrophic nitrification among denitrifiers. *Appl. and Env. Microbiol.* **47**: 620-623.
- Cech, J; Hartman, P and Wanner, J. (1993). Competition between polyphosphate and polysaccharide accumulating bacteria in enhanced biological phosphate removal systems. *Water Res.* **27**: 1219-1225.
- Cech, J; Hartman, P and Macek, M. (1994). Bacteria and Protozoa population dynamics in biological phosphate removal systems. *Wat. Sci. Tech.* **29** (7): 109-117.
- Christenson, M; Blackall, L; Keller, J; Welander, T. (1996). The influence of sludge retention time on the biological nutrient removal and changes in sludge community in activated sludge sequencing batch reactors. *First IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology*. Munich.
- Comeau (1986). Biochemical model for enhanced biological phosphorus removal. *Water. Res.* **20**:1571-1521.
- Deinema, M; Habets, L; Scholten, J; Turkstra, E and Webers, H. (1980). The accumulation of polyphosphate in *Acinetobacter* spp. *FEMS Microb. Letters*: 275-279.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. (1983). Verlag Chemie, Weinheim, Germany.
- Doria, S; González, M. y Hernández, E. (1992). Crítica de los modelos bioquímicos y microbiológicos de la remoción de fosfatos en aguas residuales. *VIII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Cocoyoc, Mor. Del 22 al 25 de Septiembre.
- Echeverría, E; Seco, A and Ferrer, J. (1993). Control of activated sludge settleability using preaeration and preprecipitation. *Wat. Res.* **27**(2):293-296.
- Eckenfelder Jr. W. W. (1985). State of the art review - Biological Phosphorus Removal. *Proceeding of the International conference Management for phosphorus in the environment*. Lester J. N & Kirk P. W. Selper Ltd London. pp. 11-23.
- Ellis, T. (1992). The selection and design for sequencing batch reactors for treatment capacity expansion in Abu Dhabi. *Wat. Sci. Tech.* **26** (5/6): 1105-1114.
- Ferguson, J; Jenkins, D and Eastman, J. (1973). Calcium phosphate precipitation at slightly alkaline pH values. *JWPCF* **45**: 620-631.

- Fuhs, G and Chen, M. (1975). Microbiological Basis of Phosphate Removal in the Activated Sludge Process for the Treatment of Wastewater. *Microbial Ecology*. 2: 119-138.
- Garzón-Zúñiga, M and González-Martínez, S. (1996). Biological phosphate and nitrogen removal in a biofilm sequencing batch reactor. *Wat. Sci. Tech.* 34(1-2):293-301.
- Gersberg, L. (1985). Phosphate uptake by *Klebsiella pneumoneae/Acinetobacter calcoaceticus*. *Wat. Sci. Tech.* 17:113-118.
- González, M. (1989). Phosphate removal in a biofilm reactor Elaborated for the Comission of the European Communities Directorate General Science, Research and Development and the Instituto Ingeniería, UNAM.
- González-Martínez and Wilderer, P. (1991). Phosphate Removal in a Biofilm Reactor. *Wat. Sci Technol.* 23(7/9):1405-1415.
- González-Martínez. (1992). Eliminación biológica de fosfatos: Procesos industriales. *VIII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Cocoyoc, Mor. Del 22 al 25 de Septiembre.
- González, B. (1994). Un algoritmo para el diseño de un reactor discontinuo con biomasa suspendida para el tratamiento de aguas residuales. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental DEPFI. UNAM.
- Greenburg, E. (1955). Effect of phosphorus removal on the activated sludge process. *Sew. Ind. Wastes.* 27: 277.
- Groenestijn, J and Deinema, M. (1985). Effects of cultural conditions on phosphate accumulation and release by *Acinetobacter* strain 210^a. *Proceedings of the International Conference, Management Strategies for Phosphorus in the Environment*, Lisbon, Portugal, July 1-4.
- Groenestijn J; Deinema, M and Zehnder, A. (1987). ATP production from polyphosphate by *Acinetobacter* strain 210. *Arch. Microbiol.* 148: 14-19.
- Goronszy, M. (1977). Intermittently operated extended aeration design principles. *The Shire and Municipal Record*, 332.
- Goronszy, M. (1979). Intermittent operation of the extended aeration process for small systems. *JWPCF.* 51(2): 274-287.

- Hall, G. (1984). Measurement of nitrification rates in lake sediments: comparison of the nitrification inhibitors nitrapyrin on allylthiouren. *Microbial Ecology*. **10**: 25-36.
- Halmos Jr. E. (1986). Treating sewage in one tank. *Civil Engineering/ASCE*. Abril. 64-65.
- Hansen. P. (1985). Phosphorus Load and Eutrophication of Berlin's Waterways Simulated in an Artificial Stream. Proceedings of International Conference Management Strategies for Phosphorus in the Environment, London: 151-159.
- Hao, O and Chang, C. (1987). Kinetics of Growth and Phosphate Uptake in Pure Culture Studies of *Acinetobacter* Species. *Biotech. And Bioeng.* 29:819-831.
- Harold, F. M. (1964). Enzyme and Genetic Control of Polyphosphate Accumulation in *Aerobacter aerogenes*. *J. Gen. Microbiol.* **35**: 81.
- Hashimoto S. and Furukawa K. (1984). Biological phosphorus release from activated sludge of sludge recycling nitrification-denitrification process. *J. Ferment. Technol.* **62** (5): 437-444.
- Heyman, J; Eagle, L; Greben, H and Potgieter, D. (1989). The isolation and characterization of volutin granules as subcellular components involved in biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.* **21** (4-5): 397-408.
- Hill, W; Benefield, L; Jing, S. (1989). ³¹P NMR spectroscopy characterization of polyphosphate in activated sludge exhibiting enhanced phosphorus removal. *Wat. Res.* **23** (9): 1177-1181.
- Hong, S. (1982). A biological wastewater treatment system for nutrient removal. Presented at the 54th Annual WPCF Conference, Detroit, Michigan, October 4-9.
- Hooper, A. (1984). Ammonium oxidation and energy transduction in the nitrifying bacteria. In *Microbial Chemoautotrophy*. W. R. Strohl and O. H. Touvinen editors. Ohio State. University Press: 133-167.
- Hoover, S. (1951). Aeration a partial treatment of dairy wastes. Proc. 6th Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Ind. (6) 313-325.
- Hoover, S. y Porges, N. (1952). Assimilation of dairy wastes by activated sludge II. The equation of synthesis and the rate of oxygen utilization. *Sew. and Ind. Waste.* (24) 306-312.

- Hoover, S. (1953). Biochemical oxidation of dairy wastes. *Sew. and Ind. Wastes* **25**: 201-220
- Huang, Ching-San. (1974). Nitrification rate in biological process. *J. of the Sanitary Engineering division. ASCE.* 100(EE2), 409-422.
- Irvine, R and Davis, W. (1971). Use of sequencing batch reactors for waste treatment-CPC international. Corpus Christi, Texas. *Presented at the 26th Annual Industrial Waste Conference, Purdue University, West Lafayette, Ind.*
- Irvine, R and Busch, A. (1979). Sequencing batch biological reactors - an overview. *JWPCF.* **51**(2): 235-243
- Irvine, R; Ketchum, LI; Arora, M. y Barth, E. (1985). An organic loading study of full-scale sequencing batch reactors. *JWPCF.* Agosto, 847-853.
- Jenkins, D. (1992). The applied microbiology of enhanced biological phosphate removal-accomplishments and needs. *Wat. Res.* **25**(12):1471-1478.
- Jones, G. (1976). Microbiology and activated sludge, *Process Biochem.* Ene:Feb. 3-5:24.
- Kang, S. (1985). A year's low temperature operation in Michigan of the A/O systems for nutrient removal. *Presented at the 58th Annual Water Pollution Control Federation Conference, Kansas City, Missouri, Octubre.*
- Karlsson, I. (1985). Chemical Phosphorus Removal in Combination with Biological Treatment. *Proceedings of International Conference Management Strategies for Phosphorus in the Environment, London: 288-297.*
- Kavanaugh, R and Randall, C. (1991). Bacterial populations in a biological nutrient removal plant. *Wat. Res.*
- Knowles, R. (1982). Denitrification. *Microbiol. Rev.* **46**(1): 43-70.
- Krichten, P; Pruneski, L and Hong, S. (1987). Design and start-up of several full-scale A/O plants. In *Biological Phosphate Removal from wastewaters* (Edited by Ramadori). *Proc. IAWPRC Specialized Conference.* :273-283. September, Rome, Italy. Pergamon Press. Oxford.
- Kuba, T; Smolders, G; Van Loosdrecht, M and Heijnen, J. (1993). Biological Phosphorus removal from waste water by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor. *Wat. Sci. Techn.* **27**: 241-252.

- Lawson, E and Tonhazy, N. (1980). Changes in morphology and phosphate uptake patterns of *Acinetobacter calcoaceticus* strains. *Water SA*. **6**:105-112.
- Levin, V and Shapiro, J. (1965). Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. *JWPCF*. **37** (6): 800-821.
- Levin, G; Topol, G; Tarmy, A y Samworth, R. (1972). Pilot plant test of a phosphorus removal process. *JWPCF*. **44** (10): 1940-1954.
- Levin, G; Topol, G y Tarnay, A. (1975). Operation of a full-scale plant. *JWPCF*. **47** (3): 577-590.
- Levin, G; Masse, D y Kish, J. (1982). The Phostrip process for biological removal of phosphorus from wastewater. EPA Workshop on Biological Phosphorus Removal in municipal Wastewater Treatment, Annapolis, Maryland.
- Liss, E and Langen, P. (1962). Versuche zur Polyphosphate-überkompensation in Hefesellennach Phosphat verarmung. *Arch. Mikrobiol*. **41**: 383.
- Loosdrecht, M. (1996). Biological phosphorus removal. *Advanced Course on Process Design in Environment Biotechnol. Biotechnology*.
- Lötter, L and Murphy, M. (1985). The identification of heterotrophic bacteria in an activated sludge plant with particular reference to polyphosphate accumulation. *Water SA*. **11**:179-184.
- Lugtenberg, B. (1993). Phosphate regulation in *Escherichia coli*. *Biochim. Biophys. Acta*. **774**: 119-126.
- Madoni, P. (1994). A sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants bases on the microfauna analysis. *Water. Res*. **28**(1):67-75.
- Mamais, D and Jenkins, D. (1992). The effects of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Technol*. **26**(5-6): 955-966.
- Manning, J and Irvine, R. (1985). The biological removal of phosphorus in a sequencing batch reactor. *JWPCF*. **57**(1): 87-94.
- Mateju, Vít; Cizinská, S; Krejčí, J and Janoch, T. (1992). Biological water denitrification A review. *Enzyme Microb. Technol*. **14**:170-183.
- McWhorter, T. (1992). Application of the activated sludge process with sequencing batch reactors. McWhorter & Associates, Inc. Georgia, EUA.

- Metcalf and Eddy. (1979). Wastewater engineering treatment disposal reuse. 2^a Edition. McGraw-Hill Brook Company.
- Mino, T; Arun, V; Tsuzuki, Y and 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.
- Mino, T; Satoh, H and Matsuo, T. (1994). Metabolisms of different bacterial populations in enhanced biological phosphate removal processes. *Wat. Sci. Tech.* **29**(7): 67-70.
- Mitchell, R. (1978). Water Pollution Microbiology. Vol. 2 John Wiley and Sons, Inc. USA.
- Mostert, E and Gerber, A. (1989). A comparative study on the effect of feedstock composition on enhanced biological phosphate removal in modified activated sludge systems. *Envir. Technol. Lett.* **10**:9-22.
- Muroga, K and Yasunobu, H. (1987). Uptake of bacteria by rotifer. *Nippon suisan. Gakkaishi.* **53**: 2091-2100.
- Muñoz-Colunga, A. and González-Martínez, S. (1996). Effects of population displacements on biological phosphorus removal in a biofilm sbr. *Wat. Sci. Tech.* **34**(1-2): 303-313.
- Muxí, P. (1992). Aspectos microbiológicos de los procesos de nitrificación-denitrificación.
- Muyima, N. and Cloete T. (1995). Phosphate uptake by immobilized *Acinetobacter calcoaceticus* cells in a full scale activated sludge plant. *J. of Ind. Microbiol.* **15**: 19-24.
- Nesmeyanova, M. (1973). High Molecular Weight Polyphosphates and Enzymes of Polyphosphate Metabolism in the Process of *Escherichia coli* Growth. *Mikrobiologiya.* **42**(2):190-198.
- Nesmeyanova, M. (1974). Regulation of the Enzyme of Phosphorus Metabolism and the Level of Polyphosphates in *Escherichia coli* K-12 by Exogenous Orthophosphate. *Mikrobiologiya.* **43**(2): 227-234.
- Nicholls, H and Osborn, D. (1979). Bacterial stress: prerequisite for biological removal of phosphorus. *JWPCF.* **51**(3):557-569.

- Norcross, K. (1992). Sequencing batch reactors - an overview. *Wat. Sci. Tech.* **26**(9/11): 2523-2526.
- Norouzian, N. (1983). A performance evaluation and kinetics determination of an RCB system operating at the CU wastewater treatment plant. Project Report 3306. México.
- Novak, K; Goronszy, C and Wanner, J. (1996). Dynamic Mathematical Modelling of SBRs with aerated and Mixed Filling period. 1st. IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology. Munich, Germany.
- Nutrient Control, (1983), Manual of Practice FD-7 Facilities Design. Water Pollution Control Federation. USA.
- Ontake, H; Takahashi, K; Tsuzuki, Y and Toda, K. (1985). Uptake and release of phosphate by a pure culture of *Acinetobacter calcoaceticus*. *Water Res.* **19**(12): 1587-1594.
- Oles, J. and Wilderer, P. A. (1991). Computer aided design of sequencing batch reactors based on the IAWPRC activated sludge model. *Wat. Sci. Tech.* **23** (4/6): 1087-1095.
- Palis, J.C: and Irvine, R. L. (1985). Nitrogen removal in a low-loaded single tank sequencing batch reactor. *JWPCF.* **57** (1): 82-86.
- Park, S; Kim, H and Shin, S. (1996). Nitrogen dynamics in sequencing batch reactors. 1st. IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology. 531-537.
- Pesson, P. (1979). La Contaminación de las aguas continentales. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Pirt, J. S. (1975). Principles of microbe and Cell Cultivation. Blackwell, Oxford.
- Poole, J and Fry, J. (1980). A study of the protozoan and metazoan population of three oxidation ditches. *Wat. Pollut. Control.* **79**: 19-27.
- Prakasam J.A. (1979). Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under aerobic, anoxic and anaerobic conditions. *Wat. Res.* **25**: 61-64.
- Quintero, R. (1990). Ingeniería bioquímica. Teoría y aplicaciones. Editorial Alhambra Mexicana. México.
- Ramalho R. (1983). *Introduction to Wastewater Treatment Processes*. 2nd edition. Academic Press. New York, pp 246-247.

- Randall, C; Barnard, J and Stensel, H. (1992). Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. *Water Quality Management Library*, Vol. 5. USA.
- Reizer, J; Deutscher, J; Sutrina, S; Thompson, J and Saier M. (1993). Sugar accumulation in Gram-positive bacteria: exclusion and expulsion mechanisms. *J. Bacteriol.* **159**: 243-250.
- Rensink, J. H. (1991). Principles of Phosphorus and Nitrogen Removal Processes, incorporated in activated sludge treatment systems.
- Rensink, J. H. (1993). Management of Bulking Sludge Control by the selector; In Prevention and Control of Bulking Activated Sludge.
- Richard, P y Baggaley, E. (1975). Kinetics response of perturbed marine nitrification systems. *JWPCF.* **47(3)**:472-486.
- Robertson, L; van Niel, E; Torremans, R and Kuenen, J. (1988). Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of *Thiosphaera pantotropha*. *Appl. And Enviromental Microbiology* **54**: 2812-2818.
- Rodrigo, M; Seco, A; Penya-Roja, J; Ferrer, J. (1996). Influence of sludge age on enhanced phosphorus removal in biological systems. 18th IAWQ Biennial international conference & Exhibition. 23-28 June. Singapore
- Salvado, H. (1994). Effect of mean cellular retention time on ciliated protozoan populations in urban wasterwater treatment plants based on a proposed model. *Water. Res.* **28(6)**: 1315-1321.
- Schlegel, S. (1985). Allgemeine Mikrobiologie. 6th. Edition. Thieme Verlag, Germany.
- Sedlak, R. (1991). Phosphorus and Nitrogen Removal From Municipal Waste water. Principles and Practice. 2^a Edition. Lewis Publishers. USA Sell, R. L. 1981. Low temperature biological phosphorus removal. Presented at the 54th Annual WPCF Conference, Detroit, Michigan, October.
- Sell, R; Krichen, D; Noichi, O and Hartzog, D. (1981). Low temperature biological phosphorus removal. 54th. WPCF Conference, Detroit, Michigan.
- Shao, Y; Wada, F; Abkian, V; Crosse, J; Horenstein and Jenkins, D. (1992). Effects of MCRT on enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Technol.* **26(5-6)**:967-976.

- Shapiro, J; Levin, G and Humberto, Z. (1967). Anoxically induced release of phosphate in wastewater treatment. *J. Water Pollut. Control Fed.* **39**: 1810-1967.
- Shoda, M; Ohsumi, T and Udaka, S. (1980). Screening for high phosphate accumulating bacteria. *Agric. Biol. Chem.* **44**:319-324.
- Shrinath, E. (1959). Rapid removal of phosphorus from sewage by activated sludge. *Experienta.* **15**: 339-342.
- Silverstein, J and Schroeder, E. (1983). Performance of SBR activated sludge process with nitrification/denitrification. *JWPCF.* **55(4)**:377-384.
- Smolders, G; Van der Meij, H; Van Loosdrecht, M and Heijnen, J. (1994). Model for the anaerobic metabolism of the biological phosphate removal process; stoichiometry and pH influence. *Biotech. And Bioeng.* **43**: 461-470.
- Smolders, G; Bulstra, J; Klop, J; Jacobs, R; Van Loosdrecht, and Heijnen, J. (1995). A Metabolic Model of the Biological Phosphorus Removal Process: II. Validation During Start-Up Conditions. *Biotechnol. and Bioeng.* **48**:234-245.
- Smolders, G; Klop, J; Loosdrecht, M and Heijnen, J. (1995). A Metabolic Model of the Biological Phosphorus Removal Process: I Effect of the Sludge Retention Time. *Biotechnol. and Bioeng.* **48**:222-233.
- Stanier, R. (1992). *Microbiology general.* 3^a Edition Omega. Barcelona, España.
- Streichan, M and Schön, G. (1991). Periplasmatic and intercytoplasmatic polyphosphate and easily washable phosphate in pure cultures of sewage bacteria. *Wat. Res.* **25**: 9-13.
- Suresh, N; Warburg, R; Timmerman, M; Wells, J; Coccia, M; Roberts, M and Halvorson, H. (1985). New strategies for the isolation of microorganisms responsible for phosphate acumulation. *Wat. Sci. Technol.* **17**: 99-111.
- Suzuki, L; Dular, V and Kwok, S. (1974). Ammonia or ammonium ions as substrate for oxidation by *Nitrosomonas europaea* cells and extracts. *J. of Bacteriol.* **120**: 556-558.
- Takeuchi, J. (1991). Influence of nitrate on the bacterial flora of activated sludge under anoxic condition. *Wat. Sci. Tech.* **23**: 765-772.
- Tracy, K. and Flammio, A. (1985). Kinetics of biological phosphorus removal. Presented at the 54th Annual WPCF Conference, Detroit, Michigan, October.

- Tracy, K y Flammino, A. (1987). Biochemistry and energetics of biological phosphorus removal. *Biological Phosphate Removal from Wastewater Advances Water Pollution Control*. **4**: 79-97.
- U. S. Environmental Protection Agency. (1975). *Process Design Manual for Nitrogen Control: Technology Transfer*. Washington, D.C.
- Vaccari, D; Fagedes T. and Longtin J. (1985). Calculation of mean cell residence time for unsteady - state activated sludge systems. *Biotech. and Bioeng.* **27**, 695-703.
- Van Niel, E. (1991). Nitrification by heterotrophic denitrifiers and its relationship to autotrophic nitrification. PhD Thesis. Delft University of Technology.
- Verstraete, W. (1975). Heterotrophic nitrification in soils and aqueous media. *Izvestija Akademii Navk SSSR. Ser. Biol.* **4**:551-558.
- Vinconneau, J; Hascoét, M and Florentz M. (1985). The First Applications of Biological Phosphorus Removal in France. *Proceedings of International Conference Management Strategies for Phosphorus in the Environment*, London: 47-53.
- Wanner, B. (1985). Bacterial Alkaline Phosphatase Gene Regulation and the Phosphate Response in *Escherichia coli*.
- Wanner, J. (1992). Comparison of biocenoses from continuous and sequencing batch reactors. *Wat. Sci. Tech.* **25**(6): 239-249.
- Wentzel M; Lötter; Ekama, G; Loewenthal, R and Marais, G. (1991). Evaluation of biochemical models for biological excess phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.* **23**: 567-576.
- Wild, L. (1971). Factors affecting nitrification kinetics. *JWPCF*. **43**(9):1845-1854.
- Wilderer, P. (1984). Application of sequencing batch reactor technology for industrial wastewater treatment. *Presented at the 2nd German-Japanese workshop on wastewater and sludge treatment*, Karlsruhe, Germany.
- Winkler, M. (1986). *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. Limusa. México
- Wood, P. (1986). Nitrification as a bacterial energy source. In *Nitrification*. J. I. Prosser editor. IRL Press, Oxford, Washington DC. 39-62.
- Ye, Q; Ohtake, H and Toda, K. (1988). Phosphorus Removal by pure and Mixed Culture of Microorganisms. *J. Ferment. Technol.* **66**(2):207-212.