



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO



FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES  
IZTACALA

“GRÁNULOS AEROBIOS PARA LA REMOCIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO”

# T E S I S

Que para obtener el título de:

## Bióloga

Presenta:

VIOLETA SÁNCHEZ LÓPEZ

Director de Tesis:  
Dr. Oscar González Barceló



INSTITUTO  
DE INGENIERÍA  
UNAM

Tlalnepantla, Estado de México.

2010



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

## **JURADO ASIGNADO**

Presidente: **Dr. Pedro Ramírez García**

Vocal: **Dra. Patricia Bonilla Lemus**

Secretario: **Dr. Oscar González Barceló**

1<sup>er</sup> Suplente: **Q. F. B. Esperanza del Socorro Robles Valderrama**

2<sup>do</sup> Suplente: **M. en C. Elizabeth Ramírez Flores**

## D E D I C A T O R I A

A todos los estudiantes, profesores, maestros, doctores y personas interesadas en el tema del agua y su importancia para la vida.

A México en general y al mundo, que pese a ser un pequeñísimo grano de arena, espero que este modesto trabajo sirva de apoyo o guía para otros trabajos académicos o de investigación, para lograr llegar a lo más importante... su aplicación entre la población, ya que este trabajo es un pequeño avance para el mejoramiento de la tecnología del tratamiento del agua residual, que sin duda es necesario en México, sin embargo, no hay que dejar de lado algo muy importante... la concientización en la población, del verdadero valor que tiene el agua sobre la vida no solo del hombre, sino de millones de especies que conviven con nosotros en este planeta.

Quien guste de la ciencia, debe ser curioso,  
conocer cosas que están ahí pero que  
nadie ha visto antes. MARIETTA TUENA

El gasto en la educación es una inversión  
que se multiplica en beneficios.

Una experiencia nunca es un fracaso,  
pues siempre viene a demostrar algo.  
THOMAS ALVA EDISON

El ir un poco lejos es tan, malo  
como no ir todo lo necesario. CONFUCIO

Se puede enseñar al estudiante una lección para un día,  
pero si logramos despertar su curiosidad... seguirá  
aprendiendo durante toda la vida. ENRIQUE RODÓ

No tengas miedo de ir despacio,  
sólo ten miedo de quedarte parado.  
PROVERBIO CHINO

Le viene bien al hombre un poco de oposición.  
Las cometas se levantan en contra del viento,  
no a favor de él. CERVANTES

La tierra no es más que un pequeñísimo grano  
que forma parte de una vasta arena cósmica. CARL SAGAN

## A G R A D E C I M I E N T O S

---

*Al Dr. Oscar González Barceló del Instituto de Ingeniería, por aceptar dirigir este trabajo y por su apoyo con la realización del reactor.*

---

*A mis Sinodales y a la profesora Beatriz Rosalía Urbieto Ubilla, quienes con sus observaciones mejoraron la presentación de este trabajo.*

---

*A todos los profesores que tuve durante la carrera, ya que me transmitieron su conocimiento y pasión por la biología. Agradezco en especial al profesor Roberto Rico Montiel † y al Dr. Sergio Cházaro Olvera, quienes fueron los primeros en recibirme muy amablemente en esta Facultad.*

---

*A MIS PADRES, por su paciencia y apoyo para permitirme terminar no solo la carrera que elegí, sino avanzar un poco más con esta tesis.*

---

*A MI MARIDO, por su gran amor, paciencia e insistencia para lograr terminar este trabajo.*

---

*A todos mis compañeros de la carrera, con quienes compartí buenos momentos.*

---



## Contenido

I. RESUMEN.....	1
II. INTRODUCCIÓN.....	2
III. MARCO TEÓRICO.....	4
3.1 Importancia y contaminación del agua.....	4
3.2 Contaminación del agua por fósforo.....	5
3.3 Eliminación Biológica de Fósforo.....	6
3.4 Aspectos metabólicos de las bacterias.....	7
3.4.1 Requerimientos de fósforo en la bacteria.....	10
3.4.2 Acumulación de fósforo en exceso.....	11
3.5 Bacterias participantes y su clasificación.....	12
3.6 Factores que afectan la eliminación biológica de fósforo.....	15
3.6.1 Características del agua residual.....	16
3.6.2 Oxígeno disuelto y nitratos.....	16
3.6.3 Sustrato.....	16
3.6.4 Temperatura.....	17
3.6.5 pH.....	17
3.6.6 Tiempo de retención celular.....	18
3.7 Sistemas de lodos activados.....	19
3.7.1 Sistemas convencionales.....	19
3.7.2 Sistema de operación discontinua.....	21
3.8 Granulación aerobia.....	24
3.8.1 Microbiología.....	25
3.8.2 Condiciones en el sistema biológico.....	26
3.8.3 Características de los gránulos.....	30
IV. ANTECEDENTES.....	32
V. OBJETIVOS.....	33
5.1 Objetivo Principal.....	33
5.2 Objetivos secundarios.....	33
5.3 Alcances.....	33
VI. METODOLOGÍA.....	34
6.1 Descripción del reactor.....	34
6.2 Condiciones de operación.....	34

---

---

6.3 Parámetros y técnicas analíticas.....	36
6.4 Procedimiento experimental.....	37
VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	38
7.1 Fósforo.....	38
7.1.2 Fósforo durante un ciclo.....	39
7.2 Demanda química de oxígeno.....	40
7.3 Nitrógeno amoniacal.....	41
7.4 Nitritos y Nitratos.....	41
7.5 Sólidos Suspendidos Totales.....	43
7.6 Sólidos Sedimentables.....	45
7.7 Oxígeno disuelto.....	45
7.8 Granulación.....	46
7.8.1 Observación al microscopio.....	46
VIII. CONCLUSIONES.....	49
IX. RECOMENDACIONES.....	49
X. REFERENCIAS.....	50
XI. ANEXOS.....	60

## I. RESUMEN

Dada la importancia del agua, y a que actualmente las descargas de aguas residuales municipales, crudas o parcialmente tratadas, continúan presentando concentraciones altas de fósforo, y debido a los resultados alentadores, que han dado los gránulos aerobios, en la separación de la biomasa de los sistemas de lodos activados, así como las ventajas del SBR, para favorecer la presencia de bacterias removedoras de fósforo. Este trabajo tuvo como objetivo, evaluar la remoción biológica de fósforo, cuando las bacterias responsables se establecen y forman gránulos aerobios en un reactor discontinuo, mediante la inoculación de lodo activado y bajo condiciones apropiadas. Para lo cual, se utilizó un reactor SBR a escala de laboratorio con una altura útil de 100 cm, un volumen de 2.376 L y acondicionado con un difusor para proporcionar oxígeno y mezclado. El reactor, fue inoculado con lodo activado y alimentado con agua sintética, funcionando a temperatura ambiente y con una razón de cambio de 50 %, con 4 ciclos de 6 horas por día, cabe mencionar que durante la experimentación se tuvieron fallas en el reactor, sin lograr obtener por completo las condiciones ideales para la granulación y para la remoción biológica de fósforo. Se midieron DQO, P-PO<sub>4</sub>, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables, oxígeno disuelto y los gránulos fueron observados por microscopio. Como resultados, se obtuvieron gránulos pequeños y en cantidades escasas, en el influente se obtuvieron como promedio 49.8 mg de P-PO<sub>4</sub>/L y 445 mg de DQO/L. En tanto en el efluente se obtuvieron remociones de entre 62 y 82 % de P-PO<sub>4</sub> y de DQO entre 87 y 98 %. Se puede decir, que pese a las dificultades en la experimentación se presentaron resultados alentadores en cuanto a la remoción simultanea de DQO, P-PO<sub>4</sub>, NH<sub>4</sub> y SST, sin embargo es recomendable seguir experimentando, ya que además de no conseguir en el efluente cantidades de fósforo aceptables para los sistemas acuáticos, las condiciones operacionales de este reactor mostraron cantidades elevadas de nitritos y nitratos en el efluente.

*Palabras clave:* Eutrofización, lodos activados, granulación aerobia, SBR



## II. INTRODUCCIÓN

En la naturaleza, existe aproximadamente  $1.359 \times 10^{12}$  m<sup>3</sup> de agua, cantidad que ha permanecido constante en el planeta desde su origen (Ramos-Olmos *et al.*, 2003).

Aproximadamente el 97 % del agua del planeta se encuentra en los océanos, el 2 % en los glaciares y en los hielos polares, el 0.009 % en los lagos, el 0.00009 % en los ríos, y el resto en las aguas subterráneas. Dado que los océanos cubren el 71 % de la superficie total del globo, el agua es por lo tanto el medio dominante (Grant y Long, 1989).

Algunas teorías señalan que la vida comenzó en el agua y sostienen que el origen de la vida en el planeta tuvo lugar en el mar. Por otra parte las riberas de los cuerpos de aguas naturales fueron los sitios ideales para el asentamiento de las poblaciones, que se convirtieron en sitios de desarrollo urbano e industrial (Ramos-Olmos *et al.*, 2003).

En México, debido al crecimiento industrial y demográfico del país, enfrenta una disminución para disponer de agua en las zonas más pobladas y una creciente contaminación de los cuerpos hídricos susceptibles de servir como fuente de abastecimiento. El desarrollo acelerado en el país ha propiciado un aumento en la extracción y consumo del vital líquido, lo cual ha acarreado una mayor generación de aguas residuales, que al ser descargadas sin tratamiento en los cuerpos receptores perjudican sus usos legítimos y su potencial de aprovechamiento (Ramos-Olmos *et al.*, 2003).

Mediante el drenaje o a través del alcantarillado, las descargas de residuos líquidos alcanzan las masas naturales de las aguas superficiales. Estas mismas capas de agua se utilizan de formas alternativas: como agua potable, para uso doméstico e industrial, para riego, cultivo de peces y mariscos, para las piscinas y otras actividades recreativas. Por lo tanto, es crucial mantener la calidad de estas aguas naturales lo mejor posible (Randall *et al.*, 1992; Atlas y Bartha, 2002).

Entre los contaminantes que se pueden encontrar en el agua, tenemos a los nutrientes, tales como el fósforo y el nitrógeno. De estos, se sabe que los contenidos de fósforo (P) total en las aguas naturales no contaminadas, son del orden de 0.10 mg/L a 1.0 mg/L. Si se produce contaminación, pueden incrementarse de forma extraordinaria: como dato informativo, un agua residual doméstica fuertemente cargada puede tener hasta un valor por arriba de los 15 mg/L de P total, si se trata de vertidos de aguas residuales procedentes de industrias cerveceras y mataderos, se pueden superar los 50 mg/L. Al respecto, en un agua residual urbana aproximadamente la tercera parte del contenido en P total corresponde a P orgánico (Marín-Galván, 2003).

La importancia del contenido del fósforo en las aguas residuales, radica en que es un elemento que según sus cantidades puede provocar eutrofización en los cuerpos de aguas receptoras de estos efluentes. Con respecto a este fenómeno, Figueruelo y Marino-Dávila (2001) mencionan que la eutrofización es un proceso natural que ocurre en prácticamente todos los sistemas acuáticos, que con el tiempo se van volviendo más eutróficos, siendo responsable de la lenta formación de los voluminosos depósitos de carbón y turba, dando como resultado aguas turbias, variando la concentración del oxígeno con la profundidad y estación del año y con una biodiversidad pobre; elevando la demanda bioquímica de oxígeno

(DBO) del agua, lo que unido a la materia orgánica de los sedimentos, hace que se consuma el  $O_2$  de la parte inferior de hipolimnion y que se establezcan condiciones anóxicas.

En el 2001, Figueruelo y Marino-Dávila comentan que los detergentes caseros fueron una causa de la abundante presencia de fosfatos en las aguas residuales, ya que tenían como materia base el tripolifosfato de sodio, cuya misión era ablandar el agua mediante la unión del ión tripolifosfato a los iones  $Ca^{+2}$  y  $Mg^{+2}$  y la solubilización de éstos, que posteriormente, en su camino hacia los sistemas acuáticos, el ión tripolifosfato se hidrolizaba produciendo fosfatos. Tales comentarios los ha realizado en tiempo pasado, ya que menciona que la lucha contra la eutrofización se ha centrado en la eliminación de fosfatos y que actualmente, cualquier forma de fosfatos ha desaparecido de la composición de los detergentes tanto domésticos como industriales, asimismo, menciona que son uno de los componentes retirados de las aguas residuales en las plantas de tratamiento. Sin embargo, actualmente en México, se pueden encontrar todavía en el mercado detergentes que como ingredientes contienen fosfatos y tripolifosfafo de sodio. Por otra parte, el retiro de los fosfatos en las plantas de tratamiento de México, generalmente no se toma en cuenta, o bien, es ineficiente y en ocasiones la cantidad de estos se ve incrementada en los efluentes.

La eliminación de nutrientes (compuestos de fósforo y nitrógeno) de las aguas residuales es una operación importante, debido a que estos productos juegan un papel crítico en la eutrofización por lo que se ha acentuado últimamente el interés en la eliminación del fósforo por ser el nutriente crítico en este proceso (Ramalho, 1996).

Por otra parte, en México se está comenzando a estudiar la granulación aerobia en reactores SBR para el tratamiento de aguas, siendo un sistema alternativo al de lodos activados, comúnmente usado en el país. Esta tecnología, relativamente nueva tanto por el uso de la granulación aerobia, así como el de los reactores discontinuos, ha llamado el interés de los científicos para mejorar el tratamiento del agua y eliminar la mayor cantidad de contaminantes. Entre los trabajos más recientes se encuentra el de Urbina-Alcántara, quien en el 2007 realizó la tesis "Granulación aerobia para el tratamiento de aguas residuales municipales" y a Pérez-Montesinos en el 2008 con la tesis "Gránulos aerobios en reactores discontinuos".

Por lo que, debido a la importancia del agua, y a que actualmente las descargas de aguas residuales municipales, crudas o parcialmente tratadas, continúan en aumento y presentando un problema de control en las concentraciones de fósforo que se vierten a los cuerpos receptores, se pretende realizar este trabajo con gránulos aerobios ya que están dando resultados alentadores para mejorar el control de separación de biomasa en sistemas de lodos activados y al mismo tiempo, al usar un reactor discontinuo se favorece la presencia de bacterias removedoras de fósforo cuando son sometidas a ciertas condiciones ambientales, permitiendo así mejorar la eficiencia de la remoción de fósforo en un espacio reducido.

### **III. MARCO TEÓRICO**

#### **3.1 Importancia y contaminación del agua**

Del total del agua del planeta sólo 0.06 % escurre como agua superficial, de la cual más de la mitad es salada, y por lo tanto, no potable. En realidad, el agua dulce disponible constituye menos de 0.02 % de la hidrósfera. De estas aguas superficiales, 95 % está almacenada en lagos, quedando tan sólo 0.001 % disponible para todos los ríos y arroyos (Antón, 2003).

El agua a lo largo de todo el ciclo hidrológico, participa de una manera directa o indirecta en la mayoría de los procesos funcionales del ecosistema, que según Maass (2003) se enumeran a continuación: Humedad atmosférica, lluvia, humedad del suelo, agua en las plantas, escorrentía y agua en la superficie del suelo.

El hombre, también utiliza el agua en múltiples facetas de su vida cotidiana tales como; Bebida y preparación de alimentos, riegos agrícolas y explotaciones ganaderas, industria (refrigeración y otros procesos), navegación (comercio fluvial o marítimo), para usos deportivos y lúdicos, evacuación de vertidos y residuos diversos, producción hidroeléctrica, termoeléctrica, etc. (Marín-Galvín, 2003).

El agua, como sabemos, es la sustancia de consumo más común y generalizada, ochenta por ciento del total es consumida por la agricultura, y del 20 % restante, aproximadamente la mitad se utiliza a nivel doméstico y poco menos de la mitad en los procesos industriales (Antón, 2003).

Por otra parte, la cantidad y calidad del agua a disposición del hombre ha marcado no sólo su bienestar individual, sino también ha influido en el desarrollo y declive de las civilizaciones (Figueroa y Marino-Dávila, 2001).

Como lo menciona Ramos-Olmos *et al.* (2003), el agua, sin la menor duda, es el recurso natural más importante del mundo, ya que sin ella no podría existir la vida y muchas actividades humanas se verían seriamente afectadas, es suficiente mencionar sólo un ejemplo: las industrias no funcionarían.

Las aguas residuales son el cuerpo líquido de composición variada proveniente del uso municipal, industrial, comercial, agrícola, pecuario o de cualquier otra índole, pública o privada, y que por tal motivo ha sufrido degradación en su calidad original (Ramos-Olmos *et al.*, 2003).

México es un país árido con una distribución de sus recursos hidráulicos que no corresponde a la localización de los asentamientos humanos dentro del territorio nacional (Ramos-Olmos *et al.*, 2003). Y de hecho, hoy en día el consumo promedio diario por habitante en la ciudad de México es superior a los 350 litros, incluyendo todos los usos, así como las pérdidas por fugas (Saldívar, 2003).

Otro dato importante, es saber que actualmente las actividades humanas han alcanzado tan altas cuotas de desarrollo que están influenciando no solo los ciclos químicos e hidrológicos

locales y regionales, sino también los ciclos químicos globales (Figueroa y Marino-Dávila, 2001).

### 3.2 Contaminación del agua por fósforo

El fósforo está presente en las aguas residuales como ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  y  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ), polifosfatos y fosfato orgánico (Gray, 2004; Metcalf y Eddy, 2003).

Marín-Galvín (2003) considera que el P de un agua puede tener una procedencia triple:

- ❖ Disolución de rocas y minerales que lo contienen;
- ❖ Lavado de suelos en los que se encuentra como residuo de actividades ganaderas o agrícolas;
- ❖ Aguas residuales domésticas vertidas a las aguas naturales. A este particular, se cita como una fuente de primera magnitud a los detergentes, utilizados en la limpieza doméstica y causantes del 50 % del P presente en aguas contaminadas por vertidos urbanos.

A su vez, el P del agua se reparte entre compuestos inorgánicos, orgánicos (disueltos o en suspensión) y en tejidos vivos. Por último, el P inorgánico (sobre todo bajo la forma química de fosfato) está presente en los tres equilibrios de disociación ácido-base que experimenta el ácido fosfórico:



Que posibilitan, según el valor del pH del agua, diferentes proporciones de especies fosforadas presentes (Marín-Galvín, 2003).

Con respecto a la eutrofización que se describió con anterioridad, produce dos efectos (Figueroa y Marino-Dávila, 2001):

1. La oxidación de la materia orgánica continúa a través de microorganismos anaerobios, pudiéndose producir las formas gaseosas reducidas y nocivas:  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CH}_4$  y  $\text{SH}_2$
2. Los iones fosfato interactúan fuertemente con los sólidos. Concretamente, pueden ser absorbidos por los óxidos de hierro y manganeso del fondo. En condiciones oligotróficas, la mayor parte del fósforo del sistema acuático está contenido en la biomasa. En condiciones anóxicas, los microorganismos anaerobios reducen hasta sus iones divalentes a los óxidos de manganeso y de hierro, disolviéndolos y liberando los fosfatos absorbidos.

Desde el punto de vista toxicológico, se menciona que el alto contenido en detergentes en el agua puede provocar irritaciones en piel y órganos internos, así como efectos depresivos en el ser humano. Su sabor en el agua se detecta en concentraciones de 0.2 mg/L y la formación indeseable de espuma, cuando los contenidos llegan a 0.3 mg/L en el agua residual. Por último, se ha comprobado que cantidades de detergentes de 2.5 mg/L afectan

el crecimiento de las plantas, y en concentraciones de 5-6 mg/L son tóxicas para las algas y los peces en general, según lo menciona Marín-Galvín (2003). A su vez Seoanez-Calvo, (1999) afirma que no son tóxicos para las bacterias, algas, ictiofauna y otros organismos de los cursos del agua en concentraciones inferiores a 3 mg/L y en lo que se refiere a la ictiofauna, resalta que varios autores como Leclerc, Devlaminck y otros, confeccionaron tablas de dosis letales mínimas que para temperaturas de 18 a 23 °C oscilaban entre los 6 y 7 mg/L. Cabe mencionar que ambos autores no especifican si los detergentes a los que se refieren contienen fósforo o bien, si los daños son causados por este elemento en alguna de sus formas o por algún otro compuesto.

### **3.3 Eliminación Biológica de Fósforo**

La remoción biológica de fósforo, se observó en plantas de tratamiento con lodo activado, entre los años 1950 y 1970 y se comprobó que una parte sustancial es incorporado para sintetizar biomasa nuevamente, como lo propusieron Greenburg *et al.* en 1955.

Srinath *et al.* (1959) en San Antonio, Texas, EE. UU, fueron los primeros en reportar el fenómeno de la acumulación (uptake) de fósforo en exceso por el lodo activado sobre los requerimientos metabólicos normales, aunque este descubrimiento fue accidental. Puesto que por accidente, la primera mitad del reactor operó con un nivel de oxígeno disuelto muy bajo a causa de la obstrucción de los poros en los difusores. Ellos, estudiaron la viabilidad del crecimiento de las plantas de arroz en los jardines de la planta del lodo activado, puesto que las plantas sufrieron de crecimiento vegetativo y de una formación pobre de semillas, que son indicadores de la deficiencia de fósforo.

En 1965 Levin y Shapiro en sus estudios reportaron que el lodo activado fue capaz de remover más fósforo que el necesario para el crecimiento celular y propusieron el término "luxury uptake" (captura de lujo) y "overplus accumulation" (acumulación por encima del requerimiento) después de observar un incremento en la remoción biológica de fósforo por bacterias seleccionadas que son capaces de acumular polifosfatos. Estos autores reportaron la presencia de gránulos de volutina en las células bacterianas, los cuales contienen polifosfatos.

La captura de fósforo en exceso por las bacterias en el sistema de lodos activados fue estudiada también por Vacker *et al.* en 1967 (Heymann, 1985). Se creyó que ciertas bacterias pertenecientes al grupo *Acinetobacter* eran las responsables.

Barnard (1974) postuló que para la remoción biológica de fósforo es necesario que los organismos pasen a través de un estado anaerobio en ausencia de nitratos y oxígeno disuelto, ya que así activan su mecanismo metabólico alterno. Esta forma de operación resulta en una selección de poblaciones bacterianas capaces de remover material orgánico presente y por otro lado almacenar y utilizar fósforo en concentraciones mayores que en condiciones normales.

El fósforo puede ser removido biológicamente alternando condiciones anaerobias y aerobias (Mino *et al.*, 1998; Obaja *et al.*, 2003; Obaja *et al.*, 2005). En la figura 2.1 se observa que durante la fase anaerobia se llevan a cabo los procesos de liberación de fósforo y captura de

sustratos orgánicos; mientras que en una fase aerobia subsiguiente se captura el fósforo previamente liberado.

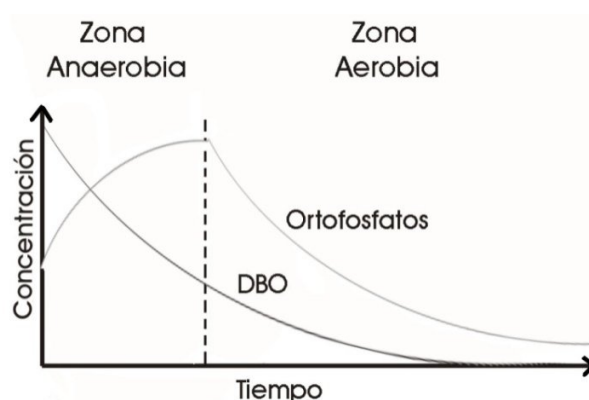


Figura 2.1. Condiciones anaerobias y aerobias alternadas para remoción biológica de fósforo (Metcalf y Eddy, 2003).

### 3.4 Aspectos metabólicos de las bacterias

Según Marín-Galvín (2003) los microorganismos *quimioheterótrofos* utilizan compuestos químicos como fuente energética y compuestos orgánicos carbonados como fuente de carbono. Estos organismos, frecuentemente utilizan un mismo compuesto tanto como fuente energética como fuente de carbono.

Las reacciones metabólicas son habitualmente endergónicas, es decir, requieren de energía que es necesaria para la locomoción o para la captación de diversos nutrientes. La mayoría de las bacterias obtienen la energía por procesamiento químico del ambiente; dichas bacterias se denominan quimiótrofos (Singleton, 1999).

Los quimioorganótrofos tienen dos tipos principales de metabolismo que les permiten utilizar los sustratos orgánicos para obtener energía: fermentación y respiración. Algunos pueden realizar ambos y otros solo uno, dependiendo de las condiciones (Singleton, 1999).

A partir de ciertos químicos, las bacterias pueden producir compuestos específicos de alta energía para satisfacer sus demandas energéticas; estos compuestos incluyen adenosín-trifosfato (ATP), fosfoenolpiruvato (PEP), acetil fosfato y acetil-CoA. El ATP rinde energía útil cuando su enlace fosfato terminal se rompe; de acuerdo con esto, cuando reutilizan moléculas de ATP (para cubrir sus necesidades) se forman moléculas de adenosina 5-difosfato (ADP). Así, la energía ambiental debe aprovecharse de forma tal que el ATP pueda ser re-sintetizado mediante la fosforilación del ADP (Singleton, 1999).

Las bacterias aerobias predominan en los cuerpos de agua naturales y son altamente responsables de los procesos de purificación. Son además dominantes en la mayor parte de los procesos biológicos de aguas residuales, tales como en lodos activados y filtros percoladores. Los procesos aerobios son bioquímicamente eficientes y rápidos en comparación con otros tipos de reacciones, produciendo productos que por lo general son químicamente simples (Gray, 2004).



Orgánicos + Oxígeno ==> (Microorganismos Aerobios) ==> Microorganismos Aerobios + CO<sub>2</sub> + H<sub>2</sub>O + Energía

La reacción del tratamiento de aguas residuales puede resumirse como sigue (Gray, 2004):

Materia Orgánica + Oxígeno + NH<sub>4</sub><sup>2+</sup> + P → Nuevas Células + Dióxido de Carbono + Agua

Nicholls y Osborn (1979) sugirieron que la etapa anaerobia libre de nitratos propuesta por Barnard en 1974, es necesaria para que *Acinetobacter* (una de las bacterias en este proceso) utilice ácidos grasos volátiles (AGV) producidos en esta zona como resultado de las reacciones de fermentación, tales como acetatos, para formar polihidroxibutiratos (PHB).

Comeau *et al.* (1986) produjeron el primer modelo para la remoción biológica de fosfatos por *Acinetobacter* (Figura 2.2 y 2.3), posteriormente, su modelo fue modificado por Wentzel *et al.* (1986) y más tarde en 1989 Lotter realizó más comentarios sobre la acumulación de fósforo.

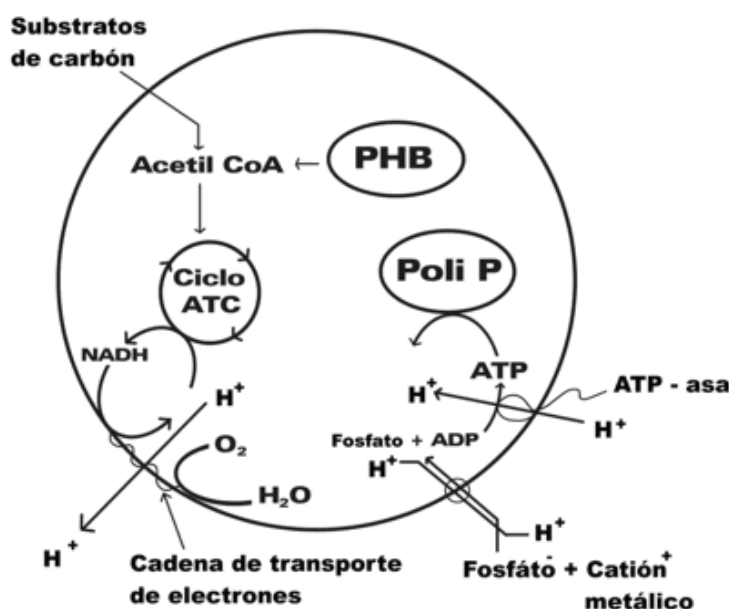


Figura 2.2. Modelo bioquímico para el metabolismo aerobio de fósforo (Comeau *et al.* 1986).

En 1986 Gerber *et al.* demostraron la liberación de fosfatos bajo diferentes condiciones cuando las bacterias fueron alimentadas con nitratos y varios sustratos de carbón, observando que cuando se alimentaron con acetato, se llevó a cabo una rápida liberación de fosfatos hasta que se agotó el sustrato, entonces pasaron a una tasa lenta de liberación.

Los poli-hidroxibutiratos (PHB) están formados de acetoacetato, que sirven como aceptores de electrones permitiendo así la transformación de NADH a NAD. La energía necesaria para llevar a cabo esta reoxidación, se obtiene del rompimiento y liberación de fosfatos, por vía de ATP (Flores-Ordeñana, 1998).

Las bacterias acumuladoras de fosfato (BAF) son microorganismos aerobios, empleando oxígeno como receptor final de electrones al obtener su energía, a través de la vía metabólica del ciclo de los ácidos tricarboxílicos y cadena respiratoria. Cuando estas

bacterias son sometidas a condiciones anaerobias/aerobias, activan un mecanismo metabólico de sobrevivencia para competir por la materia orgánica con grupos de bacterias facultativas bajo condiciones anaerobias (Flores-Ordeñana, 1998).

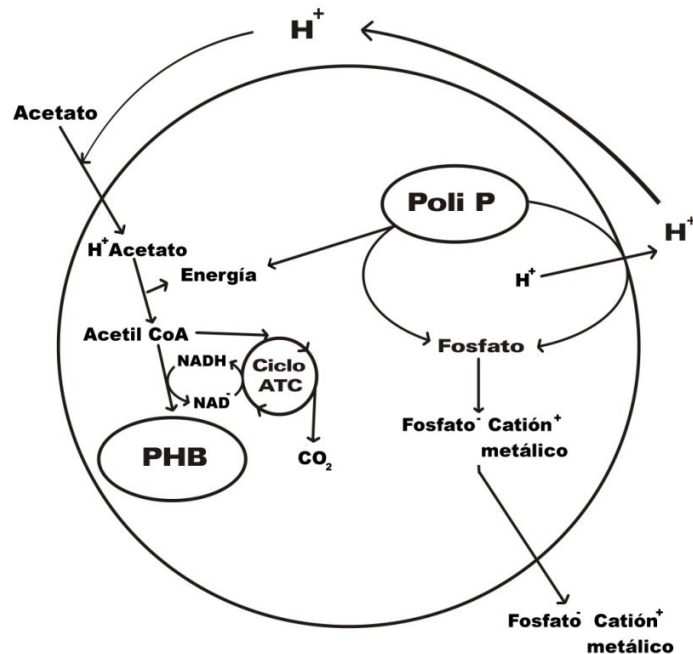


Figura 2.3. Modelo bioquímico para el metabolismo anaerobio de fósforo (Comeau *et al.*, 1986).

Posteriormente cuando estas bacterias se someten a condiciones aerobias, utilizan la materia orgánica que almacenaron en forma de PHB para producir acetil CoA, el cual es reincorporado al ciclo de los ácidos tricarboxílicos y a la cadena respiratoria para su degradación. Lo cual produce la energía necesaria para reactivar todo el metabolismo celular, y es en este momento, cuando ocurre la separación del fósforo del agua residual, ya que las bacterias acumuladoras de fósforo consumen el fósforo presente en el agua en una mayor proporción a la concentración excretada durante la fase anaerobia para emplearlo en la generación de ATP, así como para recargar las reservas energéticas en forma de poli-P (polifosfatos), esto como resultado de una estrategia de sobrevivencia ante la posibilidad del establecimiento de otro periodo anaerobio. Finalmente la eliminación del fósforo del sistema de tratamiento de aguas residuales se hace a través de la extracción de los lodos de purga (Flores-Ordeñana, 1998).

Por otro lado, en algunas aguas residuales la cantidad de AGV's es tan pequeña que limita la captura y liberación de fósforo esperado. Sin embargo, se ha observado que la remoción de fósforo está ligada a la fracción fácilmente biodegradable de la DQO del influente, Marais *et al.*, (1983) suponen que en la zona anaerobia algunos microorganismos heterótrofos que no acumuladores de fósforo (aerobios facultativos) absorben la materia orgánica de fácil asimilación y derivan parte de la energía vía glucólisis transformando sustratos tales como azúcares a AGV o formas similares que son liberados al medio. Tales materiales entonces, están disponibles para ser utilizados por las BAF; por lo tanto, los heterótrofos no acumuladores de fósforo están indirectamente involucrados en la remoción de fósforo donde el agua residual no contiene AGV. Si entrasen nitratos a la zona anaerobia, los heterótrofos



utilizarían rápidamente una fracción o todo el material absorbido vía procesos oxidativos (p.e. ciclo de los ácidos tricarbónicos) y por consiguiente se liberaría poco o nada de material apropiado (AGV) para las BAF (Wentzel *et al.*, 1985).

El acetato y otros productos de la fermentación son producidos por organismos facultativos en la zona anaerobia los cuales son fácilmente asimilados y almacenados por los microorganismos removedores de fósforo. Esto, gracias a la energía disponible de la hidrólisis de los polifosfatos almacenados, que proporcionan energía para el transporte activo del sustrato y para la formación de acetoacetato, utilizado para producir PHB. La facilidad de que los microorganismos removedores de fósforo puedan asimilar los productos de la fermentación en la fase anaerobia indica que tienen ventaja ante otros microorganismos que se encuentran en los sistemas de lodos activados. Por lo que, la fase anaerobia propicia una selección y de microorganismos acumuladores de fósforo. En 1985 Rensink *et al.* señalaron que las especies del género *Acinetobacter* son de crecimiento relativamente lento y que prefieren carbohidratos simples como sustrato, por lo que sin la fase anaerobia, no pueden estar presentes a niveles significativos en un sistema de lodos convencional.

Durante la fase aerobia, los sustratos almacenados son utilizados y el fósforo soluble en el agua residual es capturado en exceso, esperando también un incremento en la población de las BAF. Este mecanismo indica que el nivel de remoción biológica de fósforo se relaciona directamente con la cantidad de sustrato que pueda ser fermentado por los microorganismos presentes en la fase anaerobia y subsecuentemente asimilada y almacenada como productos de fermentación por microorganismos removedores de fósforo, también en la fase anaerobia (Flores-Ordeñana, 1998).

### **3.4.1 Requerimientos de fósforo en la bacteria**

La actividad microbiana no está solamente limitada por el oxígeno en el caso de los microorganismos aerobios, sino también está restringida por la disponibilidad de suplementos adecuados de carbono, nutrientes tales como nitrógeno y fósforo, elementos traza y factores de crecimiento. El carbono, nitrógeno y pequeñas cantidades de fósforo son los tres elementos esenciales para el crecimiento microbiano (Gray, 2004).

El fósforo es un elemento esencial para todos los sistemas vivos puesto que es un constituyente de los ácidos nucleicos (ADN y ARN), donde los enlaces diéster del fosfato, forman las uniones en la moléculas de ácido nucleico. Además, también forma parte de los azúcares fosfatados y de los ésteres de fosfato, así como en el sistema de transferencia energética de las células, donde la hidrólisis de un fosfato de ATP para formar ADP constituye la base de la mayoría de las reacciones de transferencia de energía en los sistemas biológicos. Por otra parte, los fosfolípidos, que contienen grupos fosfato hidrofílicos, son componentes esenciales de la membrana celular (Atlas y Bartha, 2002; Marín-Galván, 2003).

Un ejemplo comprensible de una ecuación formulada para describir la composición química de la bacteria fue dado por Mara en 1974 y citada por Gray (2004). La ecuación toma en cuenta el contenido de fósforo en la célula  $C_{60} H_{87} O_{25} N_{12} P$ . Las bacterias están compuestas de 80 % de agua y 20 % de materia seca. De la materia seca, 90 % es orgánica

y el restante 10 % es inorgánica, del cual 50 % es fósforo, 15 % sulfuro, 11 % sodio, 9 % calcio, 8 % magnesio, 6 % potasio y 1 % de hierro. Como todos estos elementos inorgánicos son requeridos para el crecimiento microbiano, cualquier deficiencia resultaría en su crecimiento una limitante o inhibición.

El contenido típico de fósforo en los microorganismos presentes en un sistema de tratamiento convencional de aguas residuales fluctúa entre 1 y 2.5 % del peso seco (Liss y Langed, 1962; Sedlack, 1991). Siendo almacenado por algunas bacterias (algunas de ellas activas en depuración biológica de aguas residuales) en su interior bajo la forma química de polifosfatos (Marín-Galvín, 2003).

### 3.4.2 Acumulación de fósforo en exceso

En su estudio Hiraishi y Morishima (1990) encontraron que todas las bacterias aisladas del sistema anaerobio-aerobio tuvieron la habilidad de acumular polifosfatos en mayor o menor cantidad, aunque solamente el 7 % de las bacterias aisladas fueron positivas para la formación de volutina.

Las bacterias que pueden eliminar fósforo de las aguas residuales, son conocidas como "acumuladoras de fosfato" (BAF), y se caracterizan por almacenar altas concentraciones de fósforo en forma de gránulos de polifosfatos y su contenido varía entre 3 y 6 % del peso seco de su biomasa (Sedlack, 1991).

Cuando los nutrientes diferentes del carbono se vuelven escasos, muchas bacterias forman gránulos intercelulares de poli- $\beta$ -hidroxibutirato (PHB) y polifosfato, degradando estos gránulos cuando las condiciones vuelven a la normalidad; el PHB actúa así como una reserva de carbono y/o energía. Normalmente, el PHB se sintetiza a partir de Acetil-CoA a través de acetoacetil-CoA y  $\beta$ -hidroxibutiril-CoA; las enzimas implicadas en la síntesis de PHB (y posiblemente las enzimas degradativas) se localizan en la superficie de los gránulos de reserva (Figura 2.4) (Singleton, 1999).

Los gránulos de polifosfato ( $\text{PO}_3^{2-} - \text{O} - (\text{PO}_3^-)_n - \text{PO}_3^{2-}$ ) existen en la mayoría de los tipos de bacterias y se cree que actúan como reservas de fosfato, y en algunos casos, parecen estar implicados en el metabolismo energético; el polifosfato puede también servir para almacenar o secuestrar cationes (Singleton, 1999).

Gray en 2004, menciona que según Rouf y Stokes (1962), una alta razón o cociente de C:N favorece la formación y almacenaje de poli- $\beta$ -hidroxibutirato el cual puede abarcar por encima de 40 % del peso seco de las células.

Se dice, que el género *Acinetobacter* es capaz de absorber fósforo, acumulándolo como polifosfato hasta cerca de 25 % de su masa celular (Buchan, 1983; Lötter, 1985; Muyima *et al.*, 1997).

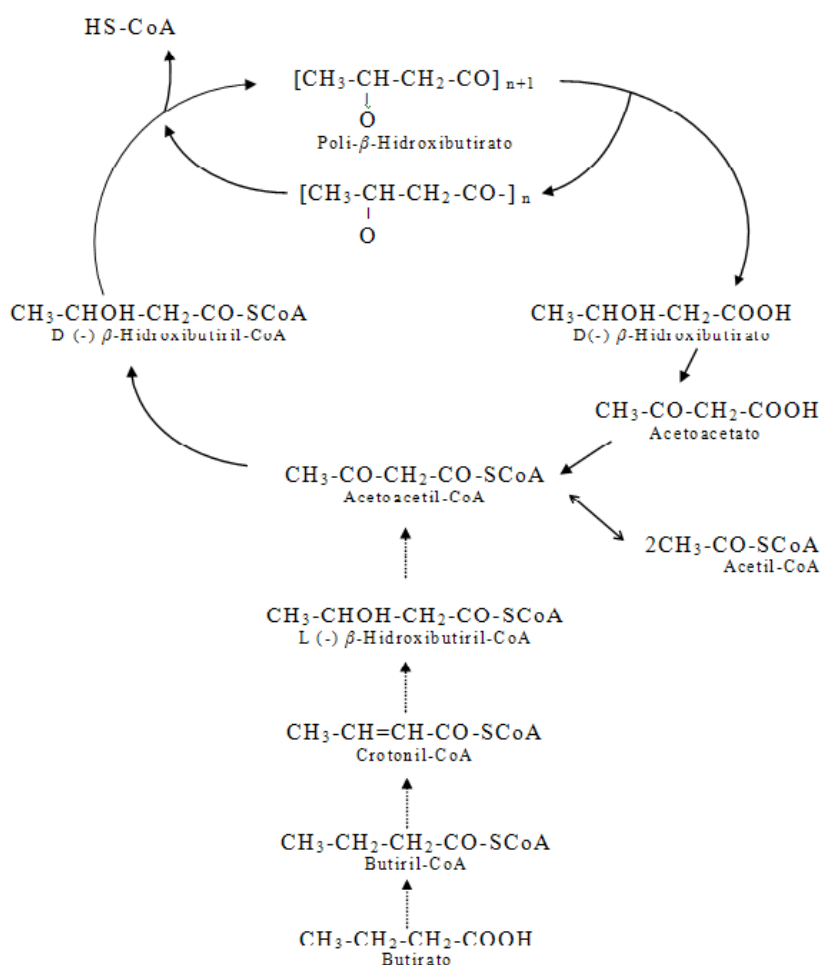


Figura 2.4. Metabolismo del poli-β-hidroxibutirato en la bacteria (Towner *et al.*, 1991).

La cantidad de fósforo en peso seco, mencionado con anterioridad para el medio del proceso de lodos activados, puede incrementarse a 5 % o más con los procesos de remoción biológica debido al realce biológico (luxury) sobre requerimientos básicos de la bacteria (Liss y Langed, 1962).

Los polifosfatos están contenidos en gránulos de volutina en la célula, con cationes de  $Mg_2^+$ ,  $Ca_2^+$  y  $K^+$  (Metcalf y Eddy, 2003).

### 3.5 Bacterias participantes y su clasificación

Las aguas residuales además de tener nutrientes contienen microorganismos, que por sus necesidades metabólicas pueden tener funciones para el control de la contaminación, por lo que son un componente natural e importante, tanto para purificar los sistemas acuáticos naturales como los de tratamiento biológico. De estos microorganismos, las comunidades de bacterias encontradas en las plantas de tratamiento de agua residual son predominantes y complejas, con una gran variedad de géneros presentes y que en su mayoría son aerobios, heterótrofos y gram-negativos (Gray, 2004).

Algunas de las principales funciones ecológicas de los microorganismos de agua dulce según Atlas y Bartha (2002) son las siguientes:

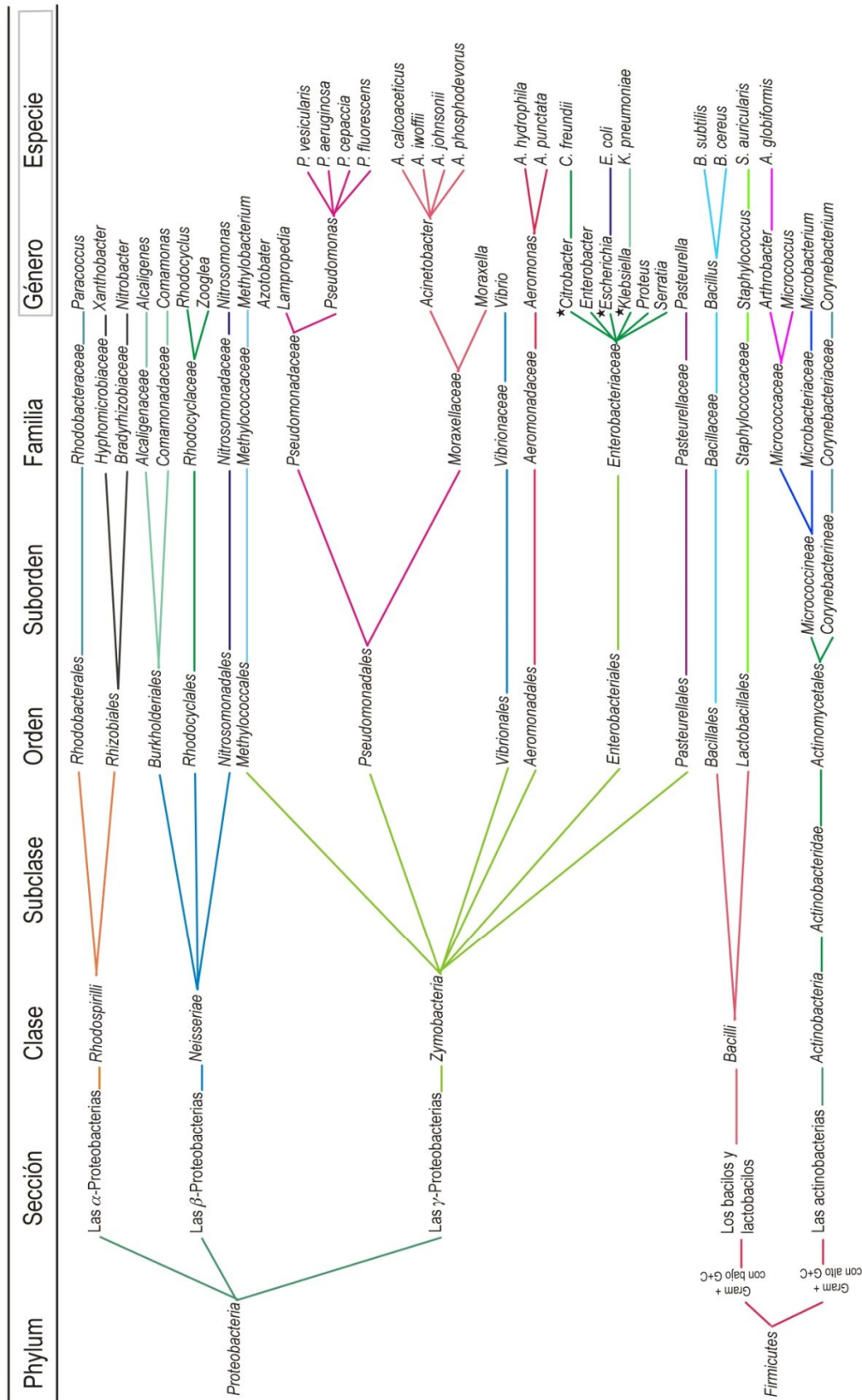
- ❖ Descomponen la materia orgánica y liberan los nutrientes minerales útiles para la producción primaria
- ❖ Asimilan y reintroducen en la cadena alimentaria la materia orgánica disuelta
- ❖ Participan en el reciclado de diferentes minerales
- ❖ Contribuyen a la producción primaria
- ❖ Son fuente de alimento para otros organismos

Como se mencionó con anterioridad, el fósforo es esencial para todo ser vivo, por lo que se puede suponer que todas las bacterias en el sistema de tratamiento de aguas residuales tenderán a ocupar este elemento para su metabolismo y de esta manera, habrá remoción de fósforo en el sistema de tratamiento. Sin embargo, no todas las bacterias ocupan este elemento en las mismas cantidades y en las mismas condiciones, como se ha mostrado en la literatura citada.

En la figura 2.5 se muestran los géneros y las especies que distintos autores han mencionado que se encuentran presentes en el proceso de remoción biológica de fósforo en los tratamientos de aguas residuales, ya sea como bacterias dominantes en este proceso o bien como bacterias que de alguna manera facilitan a las removedoras de fósforo su proceso y por supuesto, bacterias específicas con alta capacidad de remoción de fósforo. Estas, se encuentran ordenadas tomando como base el Manual de Bergey de bacteriología sistemática, localizado en el apéndice II del libro de Madigan, Martinko y Parker (2004), sin embargo a continuación se enlistan otros géneros y especies que no fueron encontrados en dicho manual, pero si son mencionados para la remoción biológica de fósforo:

- ▶ *Flavobacterium cytophaga* (Hiraishi y Morishima, 1990).
- ▶ *Coryneform* (Hiraishi y Morishima, 1990).
- ▶ *Xanthobacter* (Egli y Zehnder, 1994).
- ▶ *Microthrix* (Egli y Zehnder, 1994).
- ▶ *Microthrix parvicella* (Wang *et al.*, 2008).
- ▶ *Nostocoida limicola* (Wang *et al.*, 2008).
- ▶ *Microlunatus phosphorovorans* (Stante *et al.*, 1997).
- ▶ *Candidatus* (Fang, Zhang y Liu, 2002; Soejima *et al.*, 2008).

Cabe mencionar, que el género más estudiado recientemente para la remoción biológica de fósforo en el tratamiento de aguas residuales, es *Acinetobacter*.



**Figura 2.5. Géneros y especies participantes en el proceso de remoción de fósforo en el tratamiento de aguas residuales. Nota: los géneros marcados con asterisco (\*) no se nombran en la literatura citada específicamente como participantes en la remoción de fósforo, pero sí las especies de estas.** (Fuentes: Egli y Zehnder, 1994; Fang, Zhang y Liu, 2002; Flores-Ordeñana, 1998; Hiraishi y Morishima, 1990; Jeon, Lee y Park, 2003; Li, Xing y Wang, 2003; Lin<sup>o</sup> et al., 2003; Oehmen et al., 2007; Okunuki et al., 2004; Sarroglu, 2005; Schön, Geywitz y Mertens, 1993; Schönborn, Bauer y Röske, 2001; Stante et al., 1997; Townner, 2006; Van Loosdrecht, et al., 1997; Wang et al., 2008; Weon, et al., 2002; Yeoman et al., 1986; Yeoman et al., 1988).

### 3.6 Factores que afectan la eliminación biológica de fósforo

En todos los procesos diseñados para incrementar la separación de fósforo, una de las características fundamentales es la alternancia entre la liberación de fósforo en condiciones anaerobias y la subsecuente separación en condiciones aerobias (Ramalho, 1996) (Figura 2.6).

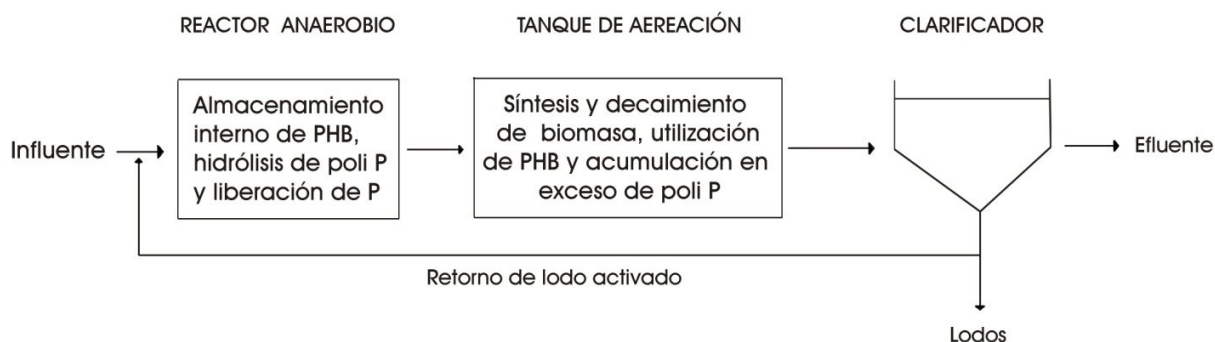


Figura 2.6. Configuración típica para la remoción biológica de fósforo (Metcalf y Eddy, 2003).

Las consideraciones para el proceso de remoción biológica de fósforo, de acuerdo a algunos autores incluyen también las mostradas en la tabla 2.1

Tabla 2.1. Consideraciones hechas por distintos autores para la remoción biológica de fósforo.

Consideraciones
Características del agua residual <sup>1</sup>
Tiempo de retención celular <sup>2,3,4</sup>
Carga orgánica <sup>1,4</sup>
Relación DQO/PT-PO <sub>4</sub> <sup>1,4</sup>
Oxígeno disuelto <sup>2,3</sup>
Presencia de nitratos
pH <sup>2,3,4</sup>
Temperatura <sup>2,3,4</sup>
Cantidad y tipo de sustrato <sup>2,3</sup>
Duración de las fases <sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>Flores-Ordeñana, 1998; <sup>2</sup>Sedlak, 1991; <sup>3</sup>Randall *et al.*, 1992 y <sup>4</sup>Bernal-Martínez, 1998.



### **3.6.1 Características del agua residual**

Como se sabe, las características fisicoquímicas del agua residual varían dependiendo de la fuente de descarga. Tales características pueden influir en la presencia o ausencia de las bacterias acumuladoras de fósforo y en su capacidad de remoción.

Por ejemplo, Lin *et al.* (2003b), resaltan que la concentración soluble de carbono orgánico en el estado anaerobio es muy importante para la acumulación de fósforo en los organismos.

Tales variaciones como la referida, pueden mejorar o disminuir la remoción de fósforo por las bacterias.

### **3.6.2 Oxígeno disuelto y nitratos**

Se han realizado varias investigaciones para evaluar la influencia del oxígeno disuelto en la zona anaerobia durante la remoción biológica de fósforo, entre ellas la de Levin y Shapiro (1965) quienes encontraron que una buena liberación de fósforo se obtiene cuando el oxígeno es igual o menor que 1 mg/L, mientras que Fukase *et al.* (1985) y Schön *et al.* (1993) reportaron que para una buena liberación de fósforo en la fase anaerobia se requieren niveles de oxígeno entre 0.1 y 0.5 mg/L.

Kern-Jespersen y Henze (1993) mencionan que es posible la captura de fósforo tanto en condiciones aerobias como anóxicas, aunque en esta última es más lenta.

En la zona aerobia la capacidad de oxigenación debe ser suficiente para que los microorganismos lleven a cabo la captura de fósforo (Cuevas-Rodríguez, 1998).

El nitrato inhibe los procesos de excreción de fósforo en la zona anaerobia, debido a que los microorganismos desnitrificantes compiten por el sustrato con las bacterias removedoras de fósforo, ocasionando una reducción en la liberación, captura y remoción de fósforo en el sistema (Cuevas-Rodríguez, 1998).

### **3.6.3 Sustrato**

La tasa y el nivel de fósforo liberado en la fase anaerobia dependen de la cantidad de sustrato disuelto disponible para captar y almacenar en forma de PHB. Para este fin, se prefieren los ácidos grasos volátiles de bajo peso molecular como sustrato ideal (Arun *et al.*, 1988), ya que son muy importantes y depende mucho de su presencia en el influente para aumentar o disminuir la eficiencia del proceso, obteniendo una mejor sedimentación de los lodos y efluentes con una concentración menor que 1 mg/ L y según lo obtenido por Cuevas-Rodríguez (1998).

Cuevas-Rodríguez en 1998, encontró que la presencia de ácidos grasos volátiles en aguas residuales mejoró la sedimentación de los lodos.

Sin embargo Okada *et al.* (1991), observaron que el acetato de sodio fue más efectivo como sustrato en la acumulación de fósforo en las bacterias que otros sustratos. Asimismo, Li *et al.*, (2008) obtuvieron en su estudio que los ortofosfatos solubles y nitrógeno total se removieron de manera eficiente al incrementar la relación ácidos propiónico /acético a 2/1.

Así, se tiene que el tipo y la cantidad de sustrato influirá en la remoción biológica de fósforo; pero no solo un sustrato fácil de asimilar basta para una buena remoción, también son necesarios otros elementos para el óptimo crecimiento de las bacterias.

Se requirieren muchos iones inorgánicos, principalmente metales, para asegurar que las reacciones enzimáticas puedan ocurrir. Por lo tanto, es importante que estén presentes las cantidades traza de calcio, magnesio, sodio, potasio, hierro, manganeso, cobalto, cobre, molibdeno y muchos otros elementos requeridos. Sin embargo si algunos de estos materiales son deficientes o ausentes, la actividad microbiana estará restringida o se puede parar (Jefferson *et al.*, 2001).

### **3.6.4 Temperatura**

En la literatura se reportan frecuentemente investigaciones con respecto a este factor, encontrando que no es una variable importante para la remoción de fósforo, como se menciona en el trabajo realizado por González-Martínez (1989) quien encontró un efecto insignificante de la temperatura, en un intervalo de 15 a 25°C, empleando reactores discontinuos con biopelícula para la remoción biológica de fósforo.

Al respecto Mamais y Jenkins (1992) reportan que con intervalos de temperatura entre 5 y 30°C es posible obtener una aplicación exitosa del proceso de remoción del fósforo siendo semejante al intervalo de 10 y 35°C mencionado por Castillo de Castro y Tejero-Monzón (1999) y al de 5 a 20°C, de Gray (2004).

Sin embargo, Bernal-Martínez (1998) recomienda para la remoción de nitrógeno y fósforo valores de TRC de 16 a 23 días, temperatura de 20 a 25°C a pH de 7-7.5 y con oxígeno disuelto entre 2 y 3 mg/L.

Por otra parte González-Martínez y Garzón-Zúñiga (1995) comentan que la temperatura óptima dependerá del grupo dominante de bacterias dentro del sistema.

De esta manera, podría considerarse que la temperatura no es un factor decisivo para la remoción biológica de fósforo, pero debe ser tomada en cuenta ya que puede afectar otras variables en el sistema (como el oxígeno disuelto) teniendo presente que en el tratamiento de aguas residuales no solamente se remueve fósforo.

### **3.6.5 pH**

Los primeros en investigar la influencia del pH sobre la remoción de fósforo fueron Levin y Shapiro (1965) y encontraron que el pH óptimo para que las bacterias lleven a cabo la captura de fósforo se encuentra en un rango de 7 y 8, el mismo que Sedlak mencionará más



adelante en 1991. Más tarde Tracy y Flammino (1987) estudiaron el mismo efecto y encontraron que la captura de fósforo es óptima en intervalos de pH entre 6.6 y 7.4.

Así mismo Smolders *et al.* (1994) reportaron que a pH bajos durante la fase anaerobia se presenta una menor excreción de fósforo que a pH altos, debido a que en presencia de un pH bajo se requiere menos energía para tomar el sustrato orgánico (acetato), dando como consecuencia bajas excreciones de fósforo y la energía remanente acumulada se emplea para el crecimiento celular, elevando el número de bacterias acumuladoras de fósforo en el sistema, lo que ayuda a incrementar la eficiencia del proceso.

Mc Grath *et al.* (2001) han identificado la "captura de lujo" en el lodo activado, a un pH óptimo de entre 5.0 y 6.5. La captura de fósforo aumentó entre 50 y 143 % a un pH de 5.5 en comparación con pH de 7.5.

En el caso de la influencia del pH en la remoción de fósforo, en la literatura citada se observa una tendencia hacia un pH bajo, sin embargo, al igual que en la temperatura se tiene que tener presente los factores o variables del sistema de tratamiento completo, para no afectar los otros procesos del tratamiento.

### **3.6.6 Tiempo de retención celular**

El tiempo que la masa biológica debe permanecer en el sistema, tiempo de retención celular (TRC) depende de varios factores como el nivel de eficiencia deseado, la estabilización requerida de la materia orgánica y consideraciones relacionadas con la cinética del crecimiento (Flores-Ordeñana, 1998).

Shao *et al.* (1992) mostraron que cuando el tiempo de retención celular tiene valores de solamente 1.5 a 3 días la habilidad para liberar y almacenar fósforo se pierde.

Bernal-Martínez (1998), mostró que el TRC tiene un efecto negativo al no presentarse la eliminación biológica de fósforo cuando se operó con TRC de 6 días o menores a éste, al igual que cuando fue mayor de 23 días. Además, registró que la remoción de DQO y PO<sub>4</sub> aumenta con el tiempo de retención celular, y el recomendado para la remoción de nitrógeno y fósforo es un TRC de 16 a 23 días. La captura de fósforo (1.3 a 3.7 %) en biomasa se observó con un TRC de 23 días. Asimismo encontró que al aumentar el tiempo de retención celular disminuye el índice volumétrico de lodos (IVL), lo cual es deseable para lograr una mejor separación de los lodos durante el proceso de sedimentación.

Debido a lo anterior, este es uno de los parámetros más importantes en la remoción biológica del fósforo. El valor utilizado para cada diseño depende del valor de la carga orgánica. En los sistemas utilizados para la remoción biológica de fósforo se ha demostrado que cuando el TRC es largo, el porcentaje de captura de fosfatos aumenta ya que se presenta en el sistema un aumento en el número de bacterias acumuladoras de fósforo. Como el observado por Lin<sup>a</sup> *et al.* en el 2003, obteniendo que el aumento significativo de la actividad de remoción de fósforo no fue dependiente del incremento en la actividad de remoción de fósforo bacteriano sino del incremento en sus poblaciones, por ejemplo la sucesión de bacterias en el lodo activado.

### **3.7 Sistemas de lodos activados**

Después de que el agua residual recibe un tratamiento primario, inicia el proceso de lodos activados (proceso secundario). Este proceso fue desarrollado en Inglaterra en el año 1914 por Fowler y colaboradores, quienes presentaron los beneficios de retener organismos adaptados al sustrato para un tratamiento eficiente (citado por Jenkins *et al.*, 1983). Ellos inventaron el término de "lodo activado" para describir la masa biológica resultante (Flores-Ordeñana, 1998).

En estos sistemas se encuentran distintos tipos de microorganismos, entre los que se pueden encontrar hongos, rotíferos, protozoos, microalgas y bacterias, los cuales al estar en contacto con el agua remueven ciertos contaminantes durante el tratamiento. De estos, las bacterias son las principales removedoras de contaminantes en el sistema.

La función más importante del proceso de lodos activados es la floculación natural de la biomasa. No solamente los flóculos tienen que ser eficientes en la adsorción y absorción de la fracción orgánica del agua residual, sino que también deben de tener una rápida y eficiente separación del tratamiento dentro de la sedimentación (Gray, 2004; Canul-Chuil, 2006).

En el caso del agua residual doméstica, el principal objetivo es la reducción de la materia orgánica presente, y en muchos casos, la eliminación de nutrientes (como el nitrógeno y fósforo) (Canul-Chuil, 2006).

#### **3.7.1 Sistemas convencionales**

Después de la sedimentación primaria, las aguas residuales, que contienen compuestos orgánicos disueltos, se introducen en un tanque de aireación. La oxigenación se realiza por inyección de aire o por agitación mecánica (Atlas y Bartha, 2002).

En el proceso de lodos activados se utiliza agua residual sin tratar, que se mezcla con un porcentaje de 20 a 50 % de su propio volumen de lodo activado y los microorganismos que se adicionan son mezclados y aireados en un tanque denominado de aireación. Al contenido del tanque de aireación se le denomina licor mezclado. La continua agitación del agua en el tanque de aireación y la acción enzimática de las bacterias favorece la floculación de los sólidos suspendidos. Esta materia y nutrientes disueltos en el agua se descomponen lentamente por el proceso de metabolismo microbiano o proceso de estabilización hasta producir bióxido de carbono, agua y sintetizar la otra parte en nuevas células microbianas, por oxidación, mineralización y por proceso de asimilación. Una parte de la materia celular microbiana se descompone de igual manera en un proceso conocido como de respiración endógena (Jenkins *et al.*, 1983; Meré-Alcocer, 2003).

Los flóculos constan predominantemente de biomasa microbiana cementada por excreciones mucosas bacterianas. Los flóculos son demasiado grandes para que los ingieran los ciliados y rotíferos; por lo tanto, puede considerarse un mecanismo de defensa contra la depredación (Atlas y Bartha, 2002).

Posteriormente, cuando se alcanza el grado de tratamiento requerido la mezcla floculenta se conduce a un tanque de sedimentación donde se depositan los microorganismos floculantes y se retiran. De los microorganismos floculantes retirados (llamados lodos activados), una parte es recirculada al tanque de aireación para mantener la concentración deseada de organismos al inicio del tanque de aireación y vueltos a mezclarse con el agua residual y así reiniciar el procedimiento; mientras que el excedente es purgado del sistema parcialmente estabilizado después de periodos variables sujetos a respiración endógena como se muestra en la figura 3.1 (Metcalf y Eddy, 2003; Meré-Alcocer, 2003).

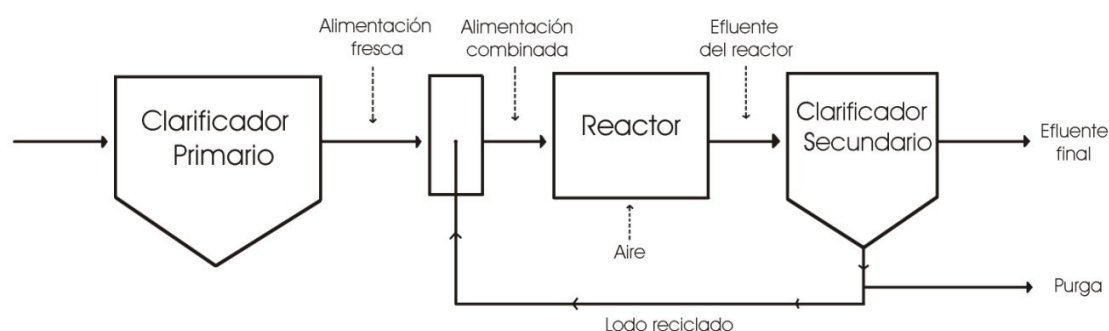


Figura 3.1. Sistema de lodos activados convencional (adaptado de Ramalho, 1996).

El lodo es de baja calidad cuando se observan pocos ciliados y muchos flagelados; en el lodo "bueno" predominan los ciliados ya que las características de la sedimentación de los flóculos de lodo son críticas para su eliminación. Una sedimentación escasa tiene relación con el "esponjamiento" del lodo de aguas residuales; un problema causado por la proliferación de bacterias filamentosas, como *Sphaerotilus*, *Beggiatoa*, *Thiothrix* y *Bacillus*, y de hongos filamentosos como *Geotrichum*, *Cephalosporium* y *Penicillium*. Las causas del esponjamiento no siempre se entienden, pero es una situación que con frecuencia se asocia con proporciones altas C:N y C:P o con bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Grant y Long, 1989; Atlas y Bartha, 2002).

Debido al continuo retorno de la biomasa depositada por gravedad, hay una fuerte presión selectiva a favor de los organismos que producen flóculos fácilmente sedimentables. Las bacterias gram negativas predominan en el proceso del sedimento activado, constituyendo incluso más del 90 % de la biomasa en los tanques de aireación; el resto está integrado, casi exclusivamente por protozoos (Grant y Long, 1989).

Además de reducir la DBO, los sistemas avanzados de depuración de lodo activado también eliminan nitrógeno y fosfato inorgánicos (Atlas y Bartha, 2002).

En las plantas típicas de lodos activados, la remoción de fósforo varía, ya que en la literatura se pueden mencionar remociones de 1 a 2 mg de P/L (Gray, 2004), mientras que otros autores como Ramalho (1996), comentan que el crecimiento microbiano es responsable de una reducción del 10 al 30 % del fósforo, dependiendo de la edad de los lodos utilizada en la operación. Sin embargo como se mencionó con anterioridad, hay un excedente de fósforo que es descargado en el efluente y que provoca la eutrofización en los cuerpos de agua.

### 3.7.2 Sistema de operación discontinua

Los reactores de operación discontinua (ROD) fueron utilizados por primera vez hace más de 100 años (González-Martínez y Muñoz-Colunga, 1995). Estos reactores tienen su origen en los trabajos publicados por Sir Thomas Ward en 1893 y Arden Lockett en 1914. En esa época se les conocía como reactores de llenado y vaciado Kreissl y Eralp; 1986 (citado en Flores-Ordeñana, 1998).

Los reactores discontinuos (Sequencing Batch Reactor) mejor conocidos como SBR, por sus siglas en inglés, presentan la ventaja de que todo el proceso se lleva a cabo en un solo tanque (Cuevas-Rodríguez, 1998).

Sin embargo, estos sistemas fueron abandonados por la dificultad en su operación y fue hasta 1971 que Irvine y Davis de la Universidad de Notre Dame, Indiana, retomaron el estudio de esta tecnología, la cual comenzó a ser más aceptada y utilizada hasta principios de los años ochenta (González-Martínez y Muñoz-Colunga, 1995; Cuevas-Rodríguez, 1998; Flores-Ordeñana, 1998).

Los reactores de llenado y vaciado mejor conocidos ahora como intermitentes, de operación discontinua, SBR o de tratamiento por lotes tuvieron el primer resurgimiento notable dentro del tratamiento biológico de aguas residuales a principios de los años cincuenta en los Estados Unidos (Irvine y Busch, 1979).

El reactor SBR es una variación del sistema de lodos activados, pero a diferencia del sistema continuo, el agua residual es introducida al reactor en un tiempo ya definido (Flores-Ordeñana, 1998).

Al proceso discontinuo lo distinguen tres características (González-Martínez y Muñoz-Colunga, 1995):

1. Repetición periódica de una secuencia de etapas bien definidas en cada ciclo de tratamiento: etapa de llenado, anaerobia, aerobia y vaciado.
2. Duración planeada de cada una de las etapas del proceso, en función de los requerimientos del tratamiento.
3. Ocurrencia en un solo tanque de los procesos metabólicos y físicos responsables de la degradación de los contaminantes.

Las ventajas de los reactores SBR es que hacen posible la formación de lodo activado granular, el cual puede mejorar enormemente la sedimentabilidad del lodo e incrementar la capacidad de tratamiento (Morgenroth *et al.*, 1997; Beun *et al.*, 1999; Dangcog *et al.*, 1999; Zhu y Wilderer, 2003).

A diferencia de los sistemas continuos, el agua influente se introduce al reactor en un tiempo previamente definido. Las fases del proceso son secuenciales y se repiten de forma periódica (González-Martínez y Muñoz-Colunga, 1995).

En la figura 3.2 se presentan las características de operación de un reactor discontinuo con biomasa suspendida (González-Martínez, 1989).

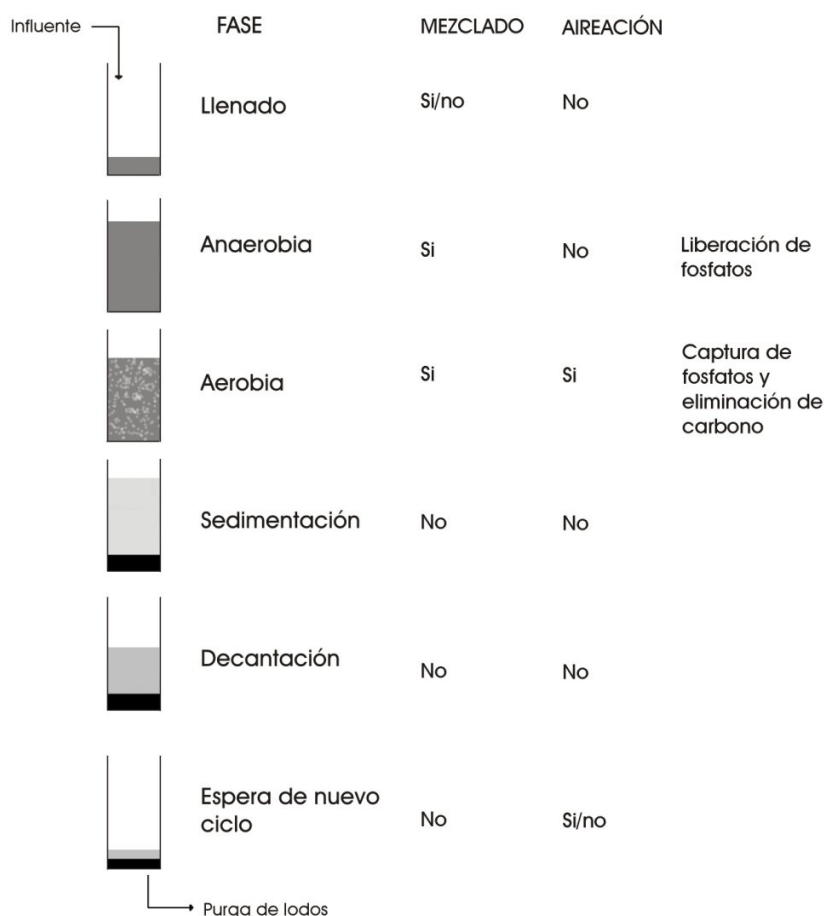


Figura 3.2. Adaptado de González-Martínez (1989).

Todos los SBR tienen cinco pasos en común, los cuales son: llenado, reacción (aireación), sedimentación (clarificación), decantación y vaciado (Metcalf y Eddy, 2003). Un ciclo incluye también la purga de lodos en exceso (Flores-Ordeñana, 1998).

**Llenado.** El volumen y el sustrato (proveniente del tratamiento primario) son añadidos al reactor. El proceso de llenado típicamente tiene un nivel del reactor de 70 % al 100 % de su capacidad. Cuando se usan dos tanques se puede reducir el periodo de llenado hasta un 50 %. Durante el llenado el reactor puede ser mezclado o mezclado y aireado para promover las reacciones biológicas con el agua residual (Metcalf y Eddy, 2003).

El término *llenado* se refiere al tiempo durante el cual el reactor está recibiendo las aguas residuales. Al momento de iniciarse esta fase, el tanque ya contiene una población activa de microorganismos (González-Martínez y Muñoz-Colunga, 1995).

**Reacción.** Durante el periodo de reacción, la biomasa consume el sustrato bajo condiciones ambientales controladas (Metcalf y Eddy, 2003).

**Sedimentación.** Los sólidos son separados del líquido bajo condiciones inmóviles (estáticas) resultando en una clarificación con un sobrenadante que será descargado como efluente.

**Decantación.** El clarificado es removido durante este periodo. Hay muchos tipos de decantación que pueden ser usados (Metcalf y Eddy, 2003)

Los componentes de un reactor discontinuo son: tanque, alimentación (influyente), decantador (efluente), mezclador, sistema de aireación y controlador automático (Ketchum, 1996).

**Tanques.** Los tanques utilizados en los sistemas de reactores discontinuos son relativamente profundos, su forma puede ser circular, rectangular o alargada. Los sistemas para tratamiento de aguas municipales se diseñan generalmente con tanques de concreto, ya que esto favorece el diseño. Sin embargo algunos sistemas municipales e industriales utilizan tanques de acero inoxidable de forma cilíndrica, los cuales son apropiados para controlar la corrosión además de que presentan largos periodos de vida útil (Cuevas-Rodríguez, 1998).

**Influyente.** Este es bombeado directamente al reactor discontinuo a través de un dispositivo de válvulas automáticas; el punto de alimentación puede variar (Cuevas-Rodríguez, 1998).

**Efluente.** Existen varios mecanismos de decantación para este fin (Cuevas-Rodríguez, 1998).

**Mezclado.** Muchos sistemas con reactores discontinuos emplean para realizar la mezcla un sistema mezclador-aireador sumergible o difusores (Cuevas-Rodríguez, 1998).

**Controlador automático.** Este puede ser simple, diseñado para operarse desde un reloj programable y electroniveles, esto sirve para tener un mejor control durante la operación del reactor, lo cual, además de facilitar la operación, la hace versátil al permitir modificar la programación de secuencia de pasos del proceso (González-Martínez y Muñoz-Colunga, 1995; Cuevas-Rodríguez, 1998).

Algunas de las características que se deben de tomar en cuenta para la operación de un reactor discontinuo son de acuerdo con Cuevas-Rodríguez (1998) las siguientes:

- El caudal, ya que se debe de considerar la capacidad del reactor y el objetivo del tratamiento.
- La estratificación del reactor, ya que éste puede ser estratificado con base en los volúmenes de trabajo, en función de la carga orgánica de operación y diseño del reactor, entre los que se encuentran; el volumen de llenado (agua tratada por ciclo), volumen de lodos (una vez sedimentados), volumen remanente (volumen intermedio más volumen de lodos) y volumen de reacción (volumen total del reactor menos el volumen de bordo libre).
- División del ciclo. Compuesta por diferentes etapas y tiempos. Dentro de estas se encuentran: llenado, sedimentación o reposo, decantación o vaciado y reacción. La duración de cada una de las etapas dependerá de los objetivos del tratamiento.
- Número de reactores.



- ↻ Carga orgánica aplicada.
- ↻ Rapidez de utilización de oxígeno por los microorganismos.
- ↻ Tiempo de retención celular. Tiempo en que los microorganismos permanecen en el reactor para cumplir con el objetivo del tratamiento (este parámetro es dependiente de la carga orgánica aplicada. Cuando ésta es baja entonces el TRC es alto; mientras que para una carga orgánica alta el TRC es bajo).
- ↻ Duración del ciclo, también conocido como tiempo de retención hidráulica. Dependiente del tiempo del llenado, cantidad y tipo de contaminante que entra por unidad de tiempo, calidad requerida del efluente, tiempo de reposo y tiempo de vaciado (González-Barceló, 1994).

Originalmente los objetivos del reactor de operación discontinua no eran eliminar fósforo pero, las características de operación generan condiciones que favorecen la liberación y captura de fósforo (González-Martínez y Muñoz-Colunga, 1995).

Recientemente, el reactor SBR ha sido usado para estudiar la granulación bajo condiciones aerobias (Morgenroth *et al.*, 1997; Beun *et al.*, 1999; Tay *et al.*, 2001, 2002; Jiang *et al.*, 2002; Moy *et al.*, 2002).

### 3.8 Granulación aerobia

La granulación puede ser referida como el amontonamiento de células entre célula y célula con inmovilización de forma estable, contigua y de asociación multicelular; estos agregados celulares tienen una estructura compacta comparada con los flóculos suspendidos del lodo (Liu y Tay, 2004; Tay *et al.*, 2006), o bien, como un proceso de selección dinámico en los cuales el ambiente y las presiones operacionales, biológicas y físicas, favorecen el cultivo de bacterias que pueden formar agregados (Visser *et al.*, 1991; Tay y Yan, 1996).

Lettinga *et al.* (1980), mencionan que los gránulos (Figura 4.1) son un descubrimiento reciente que por primera vez fueron reportados en un sistema anaerobio de lecho granular con flujo ascendente conocido como UASB, por sus siglas en inglés upflow anaerobic sludge blanket.

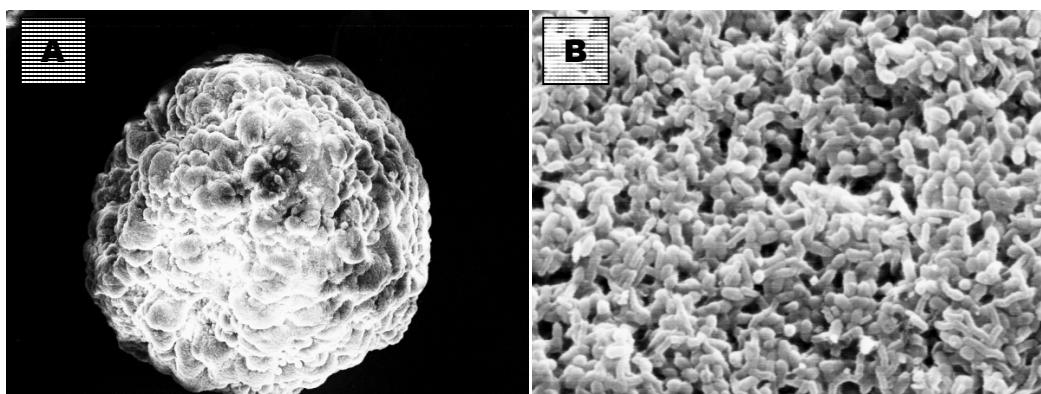


Figura 4.1. Fotografía de un gránulo (A) y superficie ampliada (B).

En la familia de la granulación microbiana, hay dos clasificaciones, granulación aerobia y granulación anaerobia. La tecnología de granulación anaerobia ha sido extensivamente aplicada en la industria y tratamiento de aguas domésticas desde 1980 (Lettinga *et al.*, 1980; Alves *et al.*, 2000).

Hace apenas pocos años, los gránulos aerobios para la remoción de carbono orgánico han sido desarrollados solamente en los reactores aerobios SBR (Beun *et al.*, 1999; Tay *et al.*, 2001; Moy *et al.*, 2002).

Los datos sobre granulación aerobia están relacionados esencialmente para sistemas de laboratorio, porque hay solamente unos cuantos sistemas piloto en el mundo usando gránulos microbianos aerobios y aún no hay ninguna facilidad a nivel industrial usando la granulación microbiana aerobia (Tay *et al.*, 2006).

Los mecanismos de la granulación aerobia finalmente no son bien conocidos. La fisiología y la diversidad biológica de los gránulos deben ser estudiadas en mayor detalle para entender la formación y funciones de los gránulos. Tal es la importancia de las propiedades para la aplicación práctica de la estabilidad granular que aún no se explica en términos de modelo matemático y predicción confiable (Tay *et al.*, 2006).

### **3.8.1 Microbiología**

En la naturaleza, ciertas bacterias forman agregados celulares estables de especies mixtas llamados consorcios Paerl y Pinckney (1996; citado en Singleton, 1999).

Existen muchas bacterias que son móviles activamente en un medio líquido pero no solo se pueden mover, sino que pueden dirigirse hacia las fuentes de nutrientes y alejarse de las sustancias nocivas; dicha respuesta direccional es denominada *quimiotaxia* (Singleton, 1999).

Las interacciones implican frecuentemente el intercambio o la competición por nutrientes particulares, pero a veces, la presencia de sustancias inhibitorias puede constituir una característica importante de una relación concreta. Por encima de estos intercambios se alza un fenómeno de especialidad, además, un factor adicional importante es el hecho de que un determinado organismo interaccione con otro (Grant y Long, 1989).

El análisis de la comunidad microbiana residente en el crecimiento granular aerobio puede proveer información sobre los microorganismos responsables de la formación granular, mantenimiento y actividad. Estos conocimientos pueden ser usados para el control de la granulación aerobia. Datos sobre la diversidad fisiológica, en primer lugar, sobre la presencia de microorganismos aerobios, anaerobios facultativos y anaerobios en los gránulos, fueron derivados de la identificación del mayor componente microbiano de los gránulos. Dentro de la importancia de la microbiología de los gránulos, está la presencia de patógenos, determinando la bioseguridad del tratamiento del agua residual, y fluido de bacterias, que son probablemente microorganismos importantes para la formación y estabilidad de los gránulos (Tay *et al.*, 2006).



### 3.8.2 Condiciones en el sistema biológico

Cada especie crece, se reproduce y sobrevive dentro de un rango definido de condiciones externas que representan sus límites de tolerancia. Entre estas condiciones se encuentran factores abióticos y bióticos (Anaya-Lang, 2003). Si el ambiente no es óptimo, las bacterias pueden no crecer o crecer a una tasa baja, o la bacteria puede morir, dependiendo de la especie. Los requerimientos esenciales para el crecimiento incluyen un aporte adecuado de nutrientes, una fuente de energía, agua, una temperatura apropiada, un pH apropiado, niveles apropiados o ausencia de oxígeno. Por supuesto ninguno de estos factores funciona de forma aislada: la alteración de alguno de ellos podría aumentar o reducir los efectos de otro (Singleton, 1999).

Bajo condiciones aerobias, la fuerza de corte es considerado como un factor importante que influencia la iniciación, desarrollo y estabilización de los gránulos. Esta fuerza, es generada por el régimen de aireación creado por la introducción de finas burbujas de aire dentro del reactor, y los gránulos compactos pueden solamente ser formados cuando la fuerza de corte, medida como carga superficial o velocidad del aire, excede 1.2 cm/s (Tay *et al.*, 2001b).

Con una velocidad de aire superficial alta, se pueden tener como resultado gránulos más compactos, densos, fuertes, pequeños y producción de polisacáridos extracelulares con una actividad microbiana alta (Beun *et al.*, 1999; Tay *et al.*, 2001b; Liu y Tay, 2002).

Pan en 2003, investigó la influencia del tiempo de retención celular en gránulos aerobios en un SBR, y encontró que la edad de los lodos a los 20 días o más, favorecen la formación y mantenimiento estable de los gránulos aerobios con buena colonización, actividad y sedimentabilidad. Al respecto, Liu y Liu (2006) mencionan que el tiempo de retención celular (TRC) es reconocido por ser inversamente proporcional al crecimiento específico microbiano.

En algunos trabajos bajo concentraciones de oxígeno disuelto de 0.5 a 2.0 mg/L encontraron que se produce lodo con pocas propiedades de sedimentación, produciendo un efluente con elevada turbidez, en comparación a cuando la concentración de oxígeno disuelto se mantiene entre 2.0 y 5.0 mg/L (Wilén y Balmer, 1999).

Suficiente evidencia confirma que la deficiencia de oxígeno disuelto favorece el crecimiento de organismos filamentosos (Liu y Liu, 2006). Chudoba (1985) menciona que un mínimo de concentración de oxígeno disuelto de 2 mg/L se recomienda para prevenir la proliferación de bacterias filamentosas.

Las concentraciones de oxígeno disuelto es un parámetro importante en la operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales aerobios. Los gránulos aerobios pueden formarse para una concentración de oxígeno disuelto tan bajo como el rango entre 0.7 y 1.0 mg/L en un SBR (Peng *et al.*, 1999), mientras otros estudios demostraron que estos pueden también desarrollarse con éxito a concentraciones de oxígeno disuelto de 2-6 mg/L (Yang *et al.*, 2003; Tsuneda *et al.*, 2004; Qin *et al.*, 2004a).

Generalmente un lodo tiene una buena característica de sedimentación si el índice volumétrico de lodos (IVL) es menor de 80 mL/g SS (Liu y Liu, 2006).

En un estudio la sedimentabilidad del lodo activado, el índice volumétrico del lodo (IVL) se incrementó con el aumento de la temperatura (Krishna y Van Loosdrecht, 1999), pero básicamente, es preferible seleccionar un tiempo corto de sedimentación para el crecimiento de biopartículas que desarrollen una buena sedimentación. Así el tiempo corto de sedimentación ejerce una mayor selección sobre la comunidad microbiana (Tay *et al.*, 2006). Ya que los gránulos aerobios pueden formarse solamente en tiempos cortos de sedimentación, es decir el tiempo de sedimentación es un factor decisivo en la formación granular aerobia en reactores SBR (Tay *et al.*, 2006).

Los tiempos de sedimentación cortos como el de 1 y 2 minutos son suficientes para los gránulos (Morgenroth *et al.*, 1997; Pan *et al.*, 2004), comparados con el tiempo entre 1 y 2 horas para flóculos (Irvine *et al.*, 1997; Rim *et al.*, 1997).

Los gránulos aerobios pueden crecer sobre una variedad de sustratos orgánicos en reactores SBR, entre los que se incluye glucosa, acetato, etanol, fenol, agua residual rica en partículas de materia orgánica (Figura 4.2) (Morgenroth *et al.*, 1997; Beun *et al.*, 1999; Peng *et al.*, 1999; Jiang *et al.*, 2002; Tay *et al.*, 2002a; Liu *et al.*, 2003a; Pan, 2003; Arrojo *et al.*, 2004; Schwarzenbeck *et al.*, 2004; Su y Yu, 2005).

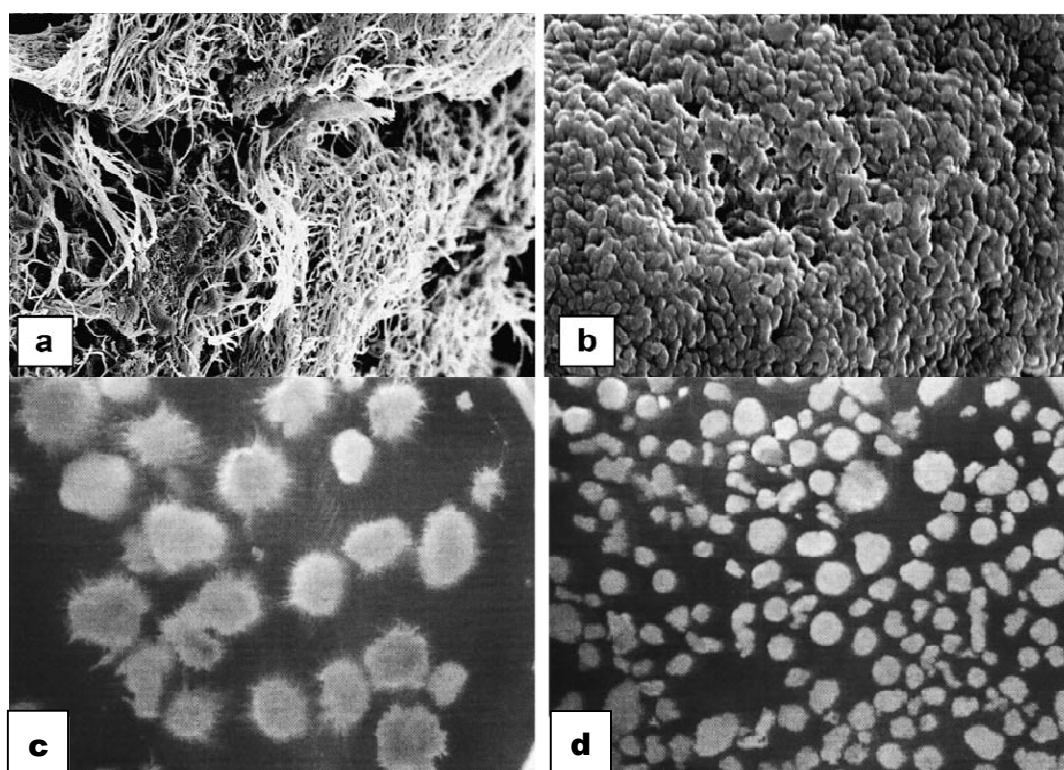


Figura 4.2. Superficies de gránulos alimentados con glucosa (a) y acetato (b), gránulos maduros alimentados con glucosa (c) y acetato (d) (Tay *et al.*, 2001a).

En contraste con la granulación anaerobia, hay evidencia que demuestra que los gránulos aerobios pueden formarse a través de una carga orgánica a razón de entre 2.5 y 15 kg COD  $\text{m}^{-3} \text{día}^{-1}$  (Moy *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2003a).

La cinética de comportamiento de los gránulos aerobios está relacionada con la carga aplicada del sustrato (Moy *et al.*, 2002; Liu *et al.*, 2003a). Un incremento de la carga orgánica puede incrementar el crecimiento de biomasa esto reduce la fuerza de estructura tridimensional de la comunidad microbiana (Liu *et al.*, 2003a) que es también conducente para la formación de gránulos (Moy *et al.*, 2002).

Las características físicas de los gránulos aerobios dependen de la tasa de carga orgánica (Tay *et al.*, 2003) por ejemplo Lin *et al.*, (2003b) en sus resultados indicaron que el IVL de los gránulos decreció conforme aumentó la relación de fósforo en el sustrato, medida como P/DQO, y revelaron que el sustrato con una baja relación de P/DQO tuvo un profundo efecto sobre la estructura de los gránulos, en cambio se puede esperar una estructura más compacta cuando se tiene una razón alta P/DQO de sustrato (Lin *et al.*, 2003b), los resultados muestran que la gravedad específica de los gránulos es proporcional para la relación P/DQO (Figura 4.3).

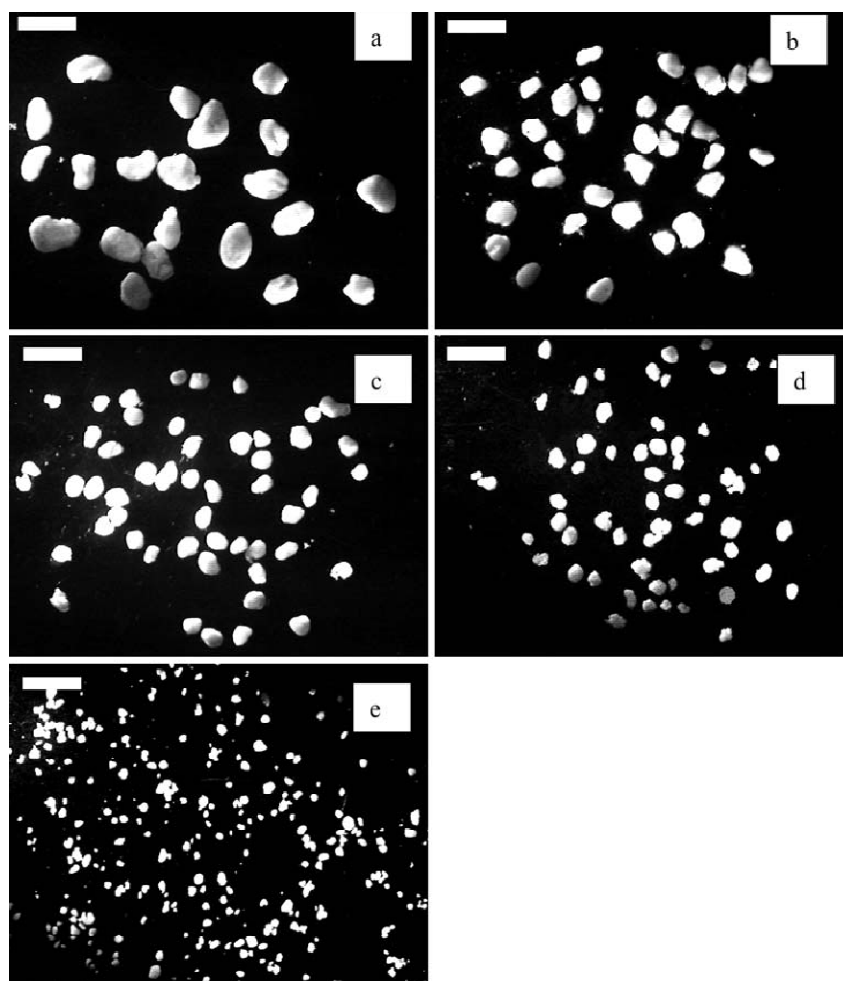


Figura 4.3. Morfología de gránulos desarrollados a diferentes razones de sustrato P/DQO. (a) 1/100, (b) 2.5/100, (c) 5/100, (d) 7.5/100, (e) 10/100 (Lin *et al.*, 2003b).

Tay *et al.* (2004a), estudiaron el efecto de la tasa de carga orgánica (por sus siglas en inglés OLR) sobre la granulación aerobia y encontraron que la carga orgánica juega un papel importante en el desarrollo de los gránulos aerobios. Se formaron gránulos cuando se aplicó una OLR de 4 kg COD/m<sup>3</sup> por día, y eventualmente crecieron para convertirse en la forma dominante de biomasa en el reactor. Bajo una OLR de 4 kg DQO/m<sup>3</sup> al día los procesos de granulación aerobia pueden dividirse claramente en tres fases: aclimatación, multiplicación y maduración.

Un tiempo de retención hidráulico corto es beneficioso para el crecimiento granular (Morgenroth *et al.*, 1997; Beun *et al.*, 1999) ya que aumenta la densidad del gránulo y su diámetro (Pan *et al.*, 2004).

La hidrofobicidad puede ser una estrategia defensiva eficaz, de agregados microbianos contra las condiciones de estrés del cultivo y hay evidencia de que puede ser inducida por condiciones de cultivo, tales como fuerza cortante hidrodinámica, periodos sin alimento y presión de selección hidráulica (Bossier y Verstraete, 1996; Tay *et al.*, 2001; Qin *et al.*, 2004a).

De hecho, investigaciones previas indican que los cambios en la hidrofobicidad celular resulta de las respuesta al estrés de ciertas condiciones de cultivo, tales como la falta de alimento, pH bajo, alta temperatura o estrés hiperosmótico (Bossier y Verstraete, 1996; Correa *et al.*, 1999; Danniels *et al.*, 1994; López *et al.*, 2000; Mattarelli *et al.*, 1999).

Cuando la bacteria se vuelve más hidrofóbica, se incrementa la adhesión célula-célula es decir la superficie celular hidrofóbica puede contribuir a su habilidad para agregarse (Kjelleberg *et al.*, 1987; Zita y Hermansson, 1997).

El trabajo de (Liu *et al.*, 2004) demostró que la hidrofobicidad celular desempeñó una función especial en la granulación aerobia.

Básicamente, el tiempo de ciclo del reactor SBR representa la duración de la reacción de oxidación del sustrato y está relacionado con el tiempo de retención hidráulico. Si el SBR está funcionando en un ciclo de tiempo extremadamente corto, el crecimiento microbiológico puede ser obstaculizado por un tiempo de reacción insuficiente para que los microorganismos hidrolicen, asimilen y metabolicen los sustratos (Tay *et al.*, 2006).

El tiempo de ciclo en un SBR debe ser corto para suprimir la hidrólisis de la biomasa, pero bastante largo para el crecimiento y acumulación de la biomasa en el sistema. Otras investigaciones también demostraron que para el tiempo óptimo de un ciclo de operación del SBR, los gránulos aerobios no pudieron formarse si el tiempo de sedimentación se mantenía por más de 15 minutos (Qin *et al.*, 2004a, 2004b). Esto implica que el tiempo de ciclo no es decisivo en la granulación aerobia en un SBR (Tay *et al.*, 2006).

Mc Swain *et al.*, (2004b) desarrollaron una estrategia de operación para alcanzar la granulación aerobia por alimentación intermitente es decir se aplicaron diferentes tiempos de llenado a los reactores SBR, que dieron como resultado diferentes grados de periodo de alimentación-ayuno para los microorganismos. Estos autores encontraron que una relación elevada de alimentación-ayuno para el SBR fue favorable para la formación de gránulos



densos y compactos es decir la estrategia puede influenciar las características de gránulos aerobios formados en un SBR, pero esto es inverosímil para jugar el papel como disparador de la granulación aerobia (Tay *et al.*, 2006).

Wang *et al.*, (2005) estudiaron la granulación aerobia en reactores SBR funcionando a diferentes relaciones de volumen de recambio a volumen total en un rango de 20 a 80 %, mientras que el tiempo de sedimentación se mantuvo constante en 5 minutos, solamente en SBR funcionando a relaciones de cambio altas de 60 y 80 % dominaron los gránulos aerobios sobre los flóculos.

Estos resultados dan evidencia de que la granulación aerobia es altamente dependiente de la razón de cambio de los reactores SBR (Tay *et al.*, 2006).

Van der Hoek en 1988 hipotetizó que el calcio puede crear una matriz para la granulación del lodo. En el 2003 Jang *et al.* reportaron sobre la adición de  $\text{Ca}^{2+}$  al proceso de granulación aerobia; con la adición de 100 mg de  $\text{Ca}^{2+}$ /L, la formación de gránulos toma 16 días comparado con los 32 sin la adición de  $\text{Ca}^{2+}$ . Ha sido propuesto que el  $\text{Ca}^{2+}$  brinda carga negativa a los grupos presentes sobre la superficie de la bacteria y las moléculas de polisacáridos extracelulares y estos actúan como un puente para promover la agregación bacterial (Tay *et al.*, 2006).

### 3.8.3 Características de los gránulos

Los gránulos aerobios son usualmente esféricos o elipsoides con medidas de 0.2 a 7 mm y tienen una estructura compleja incluyendo inclusiones radiales, estratos concéntricos y base central. Los gránulos pueden estar cubiertos con filamentos, ser uniformes o poseer una superficie característica deseada, que es predominantemente hidrofóbica o hidrofílica. El interior de un gránulo es como una matriz gelatinosa, conteniendo materia negra o gas vesicular en la parte central de un gránulo denso y grande (Tay *et al.*, 2006). En donde se encontraron capas y agregados de microorganismos específicos conectados por canales que facilitan difusión de sustancias y los productos del metabolismo. Hay un canal de bacterias anaerobias y un corazón o núcleo compuesto por productos de la lisis celular en la parte central del crecimiento de gránulos microbianos aerobios (Tay *et al.*, 2006).

Las características de crecimiento de los gránulos aerobios, que son usados en tratamiento de aguas residuales son las siguientes (Tay *et al.*, 2006):

- ⇒ Forma esférica o elipsoidal
- ⇒ Medida de 0.2 a 7 mm
- ⇒ Filamentosos, lisos, superficie deseada predominantemente hidrofóbica o hidrofílica
- ⇒ Tienen matriz gelatinosa
- ⇒ Presentan capas y micro agregados de organismos específicos
- ⇒ Canales y poros
- ⇒ Inclusiones o partículas

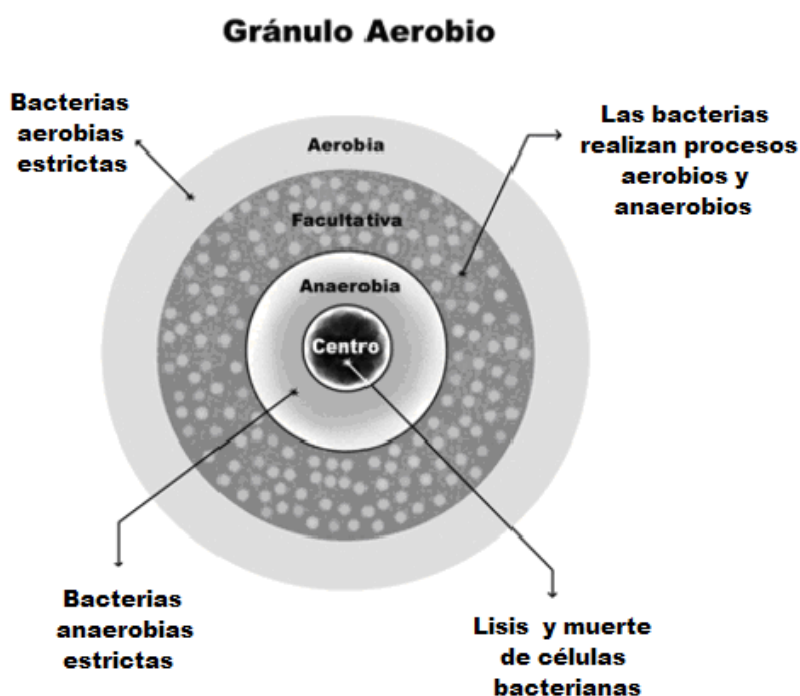
Precisamente las consideraciones hipotéticas de cooperación en el gránulo demuestran que allí puede existir una comunidad microbiana diversa conteniendo microorganismos con diferentes funciones fisiológicas. Adicionalmente, la heterogeneidad de la comunidad

microbiana puede ser creada por la diversidad espacial de las condiciones ambientales en el gránulo debido a la existencia de diferentes zonas, capas, agregados y gradientes químicos o físicos en el gránulo (figura 4.1). En otro aspecto la diversidad microbiana es temporal, con cambios de diversidad como una sucesión de flóculos para favorecer gránulos y entonces gránulos jóvenes, seguido por el estancamiento o clímax, caracterizada por cambios temporales débiles por la de generación o maduración de los gránulos (Tay *et al.*, 2006).

Comparado con los bioflóculos, estos gránulos tienen mejor sedimentación, mayor densidad, una fuerte estructura microbiana, alta retención de biomasa y una buena capacidad de remoción de nutrientes (Tay *et al.*, 2004a).

Las ventajas del tratamiento de agua aerobia usando gránulos microbianos en lugar del convencional con flóculos de lodo activado son la retención de biomasa granular en un reactor, diversidad de funciones fisiológicas de microorganismos en el gránulo y resistencia de microorganismos dentro del gránulo a sustancias tóxicas (Tay *et al.*, 2006).

La eficiente agregación es de suma importancia en los sistemas de lodos activados ya que su éxito operacional depende en gran medida de una buena sedimentación de flóculos (Bossier y Verstraete, 1996).



## IV. ANTECEDENTES

Como se mencionó, la remoción biológica de fósforo se observó por primera vez en la década de los 50's y posteriormente se realizaron estudios para conocer su proceso, factores y organismos que intervenían, etc. Actualmente, con el uso de esos conocimientos y la aplicación de la granulación en reactores discontinuos, las investigaciones sobre la granulación aerobia, se enfocan principalmente a comprender de manera más detallada la formación de los gránulos aerobios y solo algunos se refieren a su aplicación en la remoción de nutrientes.

Por ejemplo Beun *et al.* (2000), publicaron un artículo sobre granulación aerobia y Weon *et al.* (2002), realizaron un trabajo sobre la inhibición del crecimiento de *Acinetobacter* que es una bacteria importante en la remoción de fósforo.

Jang *et al.* (2003) trabajaron sobre la caracterización y evaluación de los gránulos aerobios en reactores discontinuos (SBR por sus siglas en inglés) el mismo año Lin *et al.* (2003b) estudiaron el desarrollo y las características de la acumulación de fósforo en gránulos en un SBR; así mismo Liu *et al.* (2003b) trabajaron sobre el papel de la hidrofobicidad en la formación de gránulos aerobios.

En el 2004 se publicó el estado del arte de la tecnología de la biogranulación para el tratamiento de aguas residuales, que es un análisis de trabajos anteriores realizado por Yu Liu y Joo-Hwa Tay.

Para el año 2005 Zheng *et al.* investigaron la formación y estabilidad de gránulos aerobios bajo una condición de alta carga orgánica y en el 2006 Liu y Liu investigaron las causas y el control de crecimientos filamentosos en el lodo granular aerobio en reactores tipo SBR, ese mismo año se publicó el libro "Biogranulation Technologies for Wastewater Treatment" por Tay *et al.*, en donde se habla sobre la tecnología de la granulación anaerobia y aerobia.

Con respecto a investigaciones recientes sobre la remoción biológica de fósforo además de los trabajos mencionados anteriormente también se encuentra el realizado por Lin *et al.* (2003a) quienes trabajaron con las características y estructura de las comunidades y poblaciones dinámicas para la remoción biológica de fósforo en procesos de lodos activados en reactores tipo SBR; el realizado en el 2005 por Sarioglu quien trabajó con cultivos puros para la remoción biológica de fósforo en un reactor SBR. También, el mismo año Cassidy y Belia investigaron sobre la remoción biológica de nitrógeno y fósforo del agua residual en un reactor SBR usando lodo granular aerobio. O bien, el realizado por Tsuneda *et al.* en 2006, quienes removieron nitrógeno y fósforo simultáneamente en un SBR y recientemente, en el 2008, Li, *et al.* estudiaron el efecto del ácido acético y propiónico en la remoción de fósforo y nitrógeno.

## **V. OBJETIVOS**

### **5.1 Objetivo Principal**

Evaluar la remoción biológica de fósforo cuando las bacterias responsables se establecen y forman gránulos aerobios en un reactor discontinuo.

### **5.2 Objetivos secundarios**

- Generar las condiciones apropiadas para favorecer la granulación aerobia en el reactor discontinuo.
- Promover la generación de gránulos aerobios mediante la inoculación de lodo activado en el reactor discontinuo.
- Evaluar la remoción biológica de fósforo en presencia de gránulos aerobios en un reactor discontinuo.

### **5.3 Alcances**

- Desarrollar los gránulos a través de periodos cortos de sedimentación.
- Utilizar un reactor tipo SBR a nivel laboratorio alimentado con agua residual sintética.



## VI. METODOLOGÍA

### 6.1 Descripción del reactor

La realización del experimento se llevó a cabo en el laboratorio de Ambiental del Instituto de Ingeniería de la UNAM. Se utilizó un reactor cilíndrico de flujo discontinuo (SBR) a escala de laboratorio, con una altura útil de 100 cm con un volumen total de 2.376 L, acondicionado con un difusor para proporcionar el oxígeno y mezclado del reactor, además se conectaron dos bombas peristálticas una para la alimentación y otra para el vaciado del reactor, como se muestra en la figura 6.1.

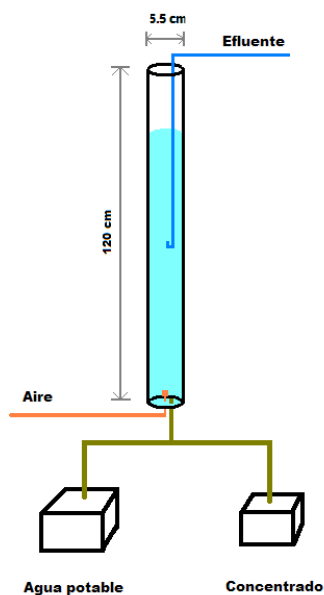


Fig. 6.1 Reactor de flujo discontinuo

### 6.2 Condiciones de operación

En cuanto a las condiciones de operación, se utilizó un ciclo de 6 horas, tiempo utilizado por Lin *et al.* en 2003b, en su trabajo de desarrollo y características de acumulación de fósforo en gránulos en un SBR, utilizando la distribución de tiempos que se muestra en la tabla 6.1.

Tabla 6.1. Distribución de tiempos del ciclo

Fase	Tiempo (minutos)
Llenado	5
Anaerobia	120
Aerobia	226
Sedimentación	5
Vaciado	4
Duración del ciclo	360 (6 horas)

La cantidad de fósforo total con la que se preparó el agua sintética fue de 20 mg/L en referencia a lo mencionado por Marín-Galvín (2003), respecto a las aguas residuales domésticas.

Con anterioridad Cassidy y Belia (2005), lograron formar gránulos aerobios utilizando agua residual real, en este trabajo se utilizó agua sintética como lo han hecho otros autores para evitar tener cambios en la composición del influente. La composición del agua sintética que se utilizó, fue tomando como base para los macro nutrientes la utilizada por Jang *et al.* (2003) y Li *et al.* (2008) y para los micro nutrientes la usada por Tay *et al.* (2001), como se muestra en la tabla 2.

**Tabla 6.2. Composición del agua sintética**

<b>Componente</b>	<b>Cantidad (mg/L)</b>
CH <sub>3</sub> COONa	485
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	35.15
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	140
CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	366.80
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	67.48
FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	20
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	202.76
Sol. de micronutrientes	1 mL/L
Solución de micronutrientes	
<b>Componente</b>	<b>Cantidad (mg/L)</b>
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	50
(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> ·4H <sub>2</sub> O	60
ZnCl <sub>2</sub>	50
MnSO <sub>4</sub> ·H <sub>2</sub> O	60
CuCl <sub>2</sub>	30
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·18 H <sub>2</sub> O	124.94
NiCl <sub>2</sub>	50
CoCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	50
DQO influente	
330 mg/L	

Respecto a la temperatura, se sabe que en procesos de lodos activados esta no tiene gran influencia en el proceso de remoción de fósforo. Por lo que en este estudio se pretendió mantenerlo a una temperatura de  $21 \pm 1.5^{\circ}\text{C}$ , quedando dentro del rango recomendado por Bernal-Martínez (1998) quien trabajó en la remoción de fósforo y nitrógeno. Sin embargo esto no se logró ya que la temperatura no fue proporcionada directamente en el reactor y esto provocó variaciones, quedando a temperatura ambiente.

Liu *et al.* (2003b) mencionan que los pH bajos, son un factor de estrés para las bacterias favoreciendo el cambio de la hidrofobicidad en las células bacterianas. Al respecto, otros autores como Cassidy y Belia (2005) y Bernal-Martínez (1998), han utilizado rangos de pH entre 7 y 7.5. Con base en lo anterior se buscó mantener para el presente trabajo un pH de 7.

Con respecto a la carga orgánica se pretendió tener la utilizada por González-Martínez *et al.* (1998) de 0.13 kg DQO/kg SST\*d, quedando dentro del rango de 0.08 a 0.32 kg DQO/kg SST\*d recomendado por Bernal-Martínez (1998) y semejante al usado por otros autores, sin

embargo por las variaciones en el influente de DQO y la pérdida de lodo por la aireación, no se logró estabilizar a 0.13 kg DQO/kg SST\*d.

La propuesta de sólidos suspendidos fue mantenerla en un rango de 3,500 a 4,000 mg/L cantidad usada por autores como Lin *et al.* (2003a), Sarioglu *et al.* (2005) y Li *et al.* (2008) y con un tiempo de retención celular de 16-23 días como lo manejó Bernal-Martínez (1998), pero debido a las pérdidas de lodo no se logró alcanzar esta cantidad.

El aire se bombeó desde la parte inferior del reactor produciéndose la oxigenación y mezclado de los gránulos, por medio del difusor a una velocidad de entre 1.5 y 3 cm/s, cercano a la velocidad de 3.2 cm/s utilizada por Chen *et al.* (2007). Sin embargo, en los últimos días de experimentación, se optó por introducir por la parte superior un tubo hacia la parte inferior para la oxigenación, ya que la manguera que proporcionaba la oxigenación por la parte inferior constantemente se llenaba de agua, lo que ocasionaba un retardo u obstrucción en la salida del aire. Además se presentaron problemas de fugas de aire, dentro y fuera del reactor.

Finalmente la relación de cambio del agua del reactor se propuso de 70 %, ya que según la literatura la granulación aerobia es altamente dependiente de este factor de acuerdo a Wang *et al.* (2005) y a Zhu y Wilderer (2003), quienes en sus trabajos, encontraron que a razones de cambio de entre 60 y 80 % predominan los gránulos, sin embargo para este experimento se utilizó una razón de cambio de agua de 50 %, atendiendo a otros autores.

### 6.3 Parámetros y técnicas analíticas

Las técnicas utilizadas para la experimentación se muestran en la tabla 6.3.

Tabla 6.3. Parámetros y técnicas analíticas (\*ver anexo).

Parámetro	Técnica analítica
Demanda Química de Oxígeno	*Test de DQO soluciones A+B 1.14682.0495 análogo a 5220 D Standard Methods
Nitrógeno amoniacal	*Test de Amonio 1.14752.0001 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> análogo a EPA 350.1, APHA 4500-NH <sub>3</sub> D
Nitritos	*Test Nitritos 1.14776 análogo a EPA 354.1, US Standard Methods 4500-NO <sub>2</sub> By EN 26 777
Nitratos	*Test de Nitratos 1.14773.0001 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> de la marca comercial Spectroquant
Ortofosfatos	*Test Fosfatos 1.14842.0001 análogo a Standard Methods 4500 -P C
Sólidos Suspendidos	2540 D de Standard Methods
Sólidos Sedimentables	2540 F Standard Methods
	<b>Instrumento de medición</b>
Oxígeno Disuelto	Electrodo (plata/oro)

---

## **6.4 Procedimiento experimental**

El reactor fue inoculado con lodo activado procedente de la recirculación de lodos de la planta de tratamiento de Ciudad Universitaria, en una mezcla de agua potable y de agua sintética (Tabla 6.2), a fin de simular algunas de las características del agua residual de manera controlada como lo han usado algunos autores en la granulación aerobia. Por ejemplo Jang *et al.* (2003) y Zheng *et al.* (2005). Sin embargo, aún así se tuvieron variaciones en el influente, ya que en el recipiente del concentrado, se observó un asentamiento de sustancias.

La experimentación tuvo una duración de 51 días y las determinaciones se hicieron cada semana aproximadamente, tomando muestras del influente (mezcla del concentrado con agua potable), al finalizar la fase anaerobia y en efluente. Cabe mencionar que la muestra del influente se realizó tomándola de la manguera que proveía al reactor del mismo. Además, debido al diámetro del reactor, el muestreo al finalizar la fase anaerobia se realizó introduciendo una manguera al reactor, a una altura por debajo de los 50 cm de la altura del reactor y para la medición del efluente, se tomó una muestra de los últimos tres minutos del vaciado, evitando la presencia de los sólidos atrapados durante la aireación en la manguera del vaciado.

Los ciclos del reactor (ver anexo) se realizaron con un control digital automatizado; las muestras se preservaron en refrigeración inmediatamente. Para los parámetros de las muestras se tuvieron 4 repeticiones y los análisis se realizaron a temperatura ambiente.

La observación al microscopio se realizó cada vez que se tomaron las muestras para los análisis de parámetros, y se observaron la forma y tamaño de los gránulos, a través de un microscopio Olympus modelo SZX9 con software Image ProPlus (Media Cybernetics, L. P. versión 4.0).

## VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 7.1 Fósforo

En la figura 7.1 se pueden apreciar los valores de cada día de medición durante la experimentación en mg/L de P-PO<sub>4</sub> tanto del influente con promedio de 49.8 mg/L, al finalizar la fase anaerobia con promedio de 17.1 mg/L y del efluente con un promedio de 11.9 mg/L.

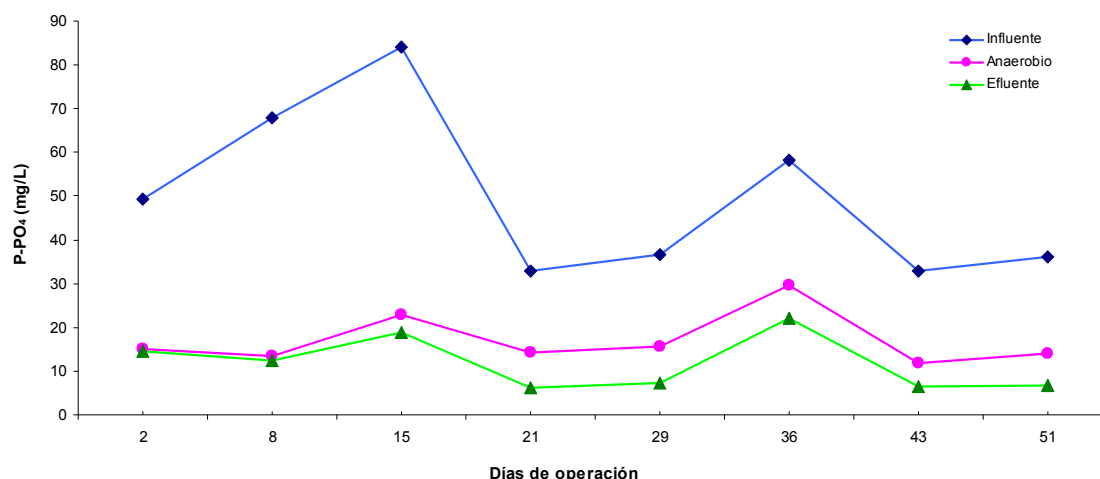


Figura 7.1. Fósforo como ortofosfatos durante la experimentación.

Las concentraciones de fósforo como ortofosfatos en el influente oscilaron entre 33 y 84.1 mg de PO<sub>4</sub>/L, al finalizar la fase anaerobia las concentraciones fueron de entre 11.9 y 29.6 mg de PO<sub>4</sub>/L y en el efluente se obtuvieron concentraciones entre 6.2 y 22.1 mg de PO<sub>4</sub>/L.

Como se puede apreciar, la mayor remoción de fósforo tuvo lugar al finalizar la fase anaerobia, mientras que al finalizar la fase aerobia la remoción de fósforo fue poca.

Estos resultados, no concuerdan con lo descrito por Gerber *et al.* (1986), Levin y Shapiro (1965), Metcalf y Eddy, (2003), entre otros autores, en cuanto que en la fase anaerobia se debe tener una liberación de fósforo por las bacterias debido al rompimiento del ATP utilizado para consumir el sustrato, esto posiblemente se puede explicar con el perfil de fósforo mostrado, donde se observó que no siempre se alcanzaba en la fase anaerobia la cantidad de 1 mg/L o menor de OD recomendado para una buena liberación de fósforo en esta fase, o bien, si se llegaba alcanzar esta cantidad o menor a ésta, el tiempo en el que los organismos permanecían en este estado duraba un corto tiempo, por lo que el metabolismo de las bacterias posiblemente no lograba cambiar para tener la liberación de fósforo esperado en esta fase.

Lo cual indica que no se lograron las condiciones ideales planteadas en la operación de este reactor.

En cuanto al porcentaje de remoción de fósforo como ortofosfato, al finalizar la fase anaerobia, se obtuvo una remoción de entre 49 y 80 %, con un promedio general de 64 %

de remoción. Con respecto a la remoción total obtenida en el efluente, se obtuvieron valores de entre 62 y 82 %, con un promedio general de 77 % de remoción total.

### 7.1.2 Fósforo durante un ciclo

La variación de la cantidad de fósforo como ortofosfato durante un ciclo (seis horas), se puede observar en la figura 7.2, donde se puede apreciar que durante la fase anaerobia, es notable la disminución del fósforo, en los primeros 15 minutos, para lo cual se debe tomar en cuenta que el influente se mezcla con el licor mezclado presente en el reactor.

Posteriormente se observa un leve incremento el cual podría atribuirse teóricamente a la disminución de oxígeno del licor mezclado, concordando con lo mencionado por Fukase *et al.* (1985) y Schön *et al.* (1993), donde las bacterias almacenan el sustrato (acetato) y liberan fósforo por el rompimiento de ATP. Después de este incremento se observa nuevamente una disminución a lo largo de la mayor parte de la fase anaerobia, lo cual podría indicar que durante este periodo correspondiente a la fase anaerobia, no se logró obtener dicha fase por la falta de disminución de oxígeno, probablemente debido al continuo muestreo, ya que cada vez que se obtenía una muestra se generaba movimiento y una aireación en el licor mezclado, debido al tamaño del reactor y las dificultades para obtener las muestras.

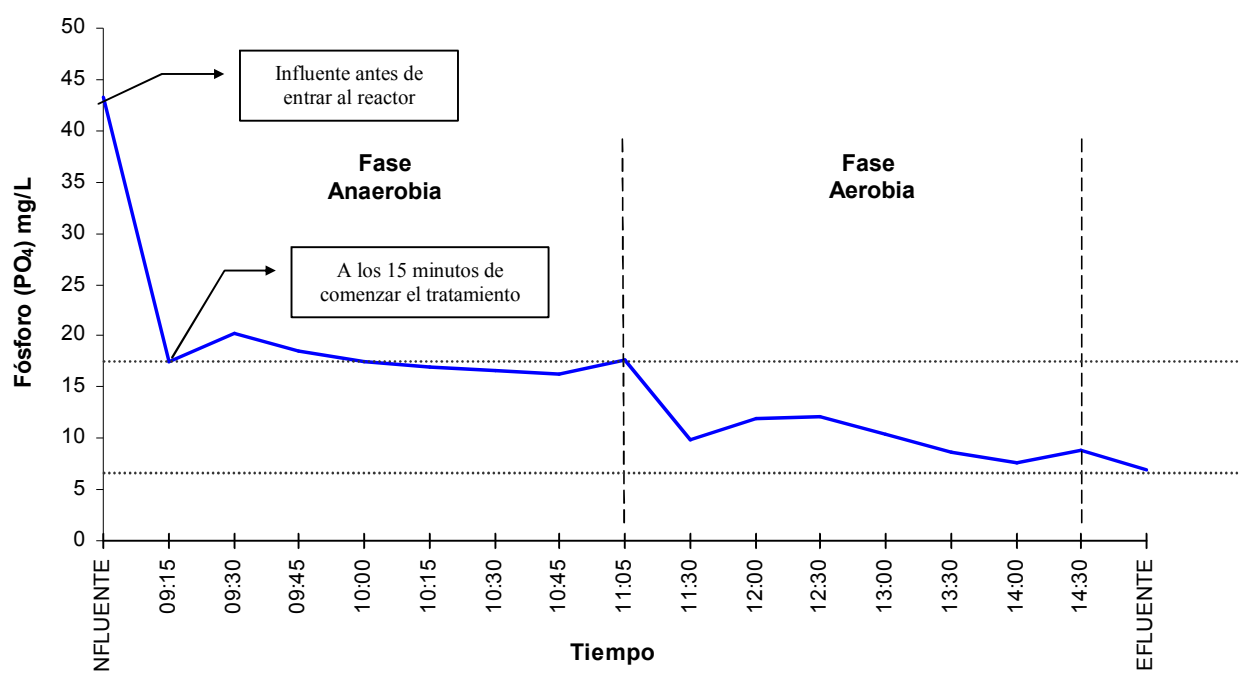


Figura 7.2. Comportamiento del fósforo durante un ciclo (6 horas).

Finalmente, al terminar la fase anaerobia se observa otro leve incremento que pudo haberse generado al dejar un poco más de tiempo en reposo (20 min) sin muestrear.

Al comenzar la fase correspondiente a la aerobia se observa en la figura un decremento mayor que concuerda con lo obtenido por otros autores, sin embargo también se observa un incremento de fósforo, esto pudo ser posiblemente a que en algunos de los ciclos el aireado en el reactor demoraba en salir y en estabilizarse, teniendo variaciones en el aireado durante los ciclos.

Tomando en cuenta las variaciones y problemas de la oxigenación en este ciclo, se obtuvieron como resultados una cantidad de 43 mg de  $\text{PO}_4/\text{L}$  en el influente, a los 15 minutos de reacción y mezclado el influente con el licor mezclado presente en el reactor, se obtuvo una cantidad de 17 mg de  $\text{PO}_4/\text{L}$  y finalmente en el efluente una cantidad de 7 mg de  $\text{PO}_4/\text{L}$ .

Obteniendo un remoción total con respecto al influente antes de entrar al reactor de 84% y con respecto a la cantidad observada a los 15 minutos de 60 %.

## 7.2 Demanda química de oxígeno

Con respecto a la demanda química de oxígeno, en la figura 7.3, se aprecia una remoción constante en el efluente, mientras que en el influente y al finalizar la fase anaerobia se observan variaciones.

En el influente se obtuvieron valores entre 93 y 814 mg/L de DQO, y como promedio 445 mg/L, al finalizar la fase anaerobia, se obtuvieron valores entre 32 y 567 mg/L de DQO, y como promedio 114 mg/L y finalmente en el efluente se obtuvieron valores entre 9 y 26 mg/L y un promedio de 15 mg/L.

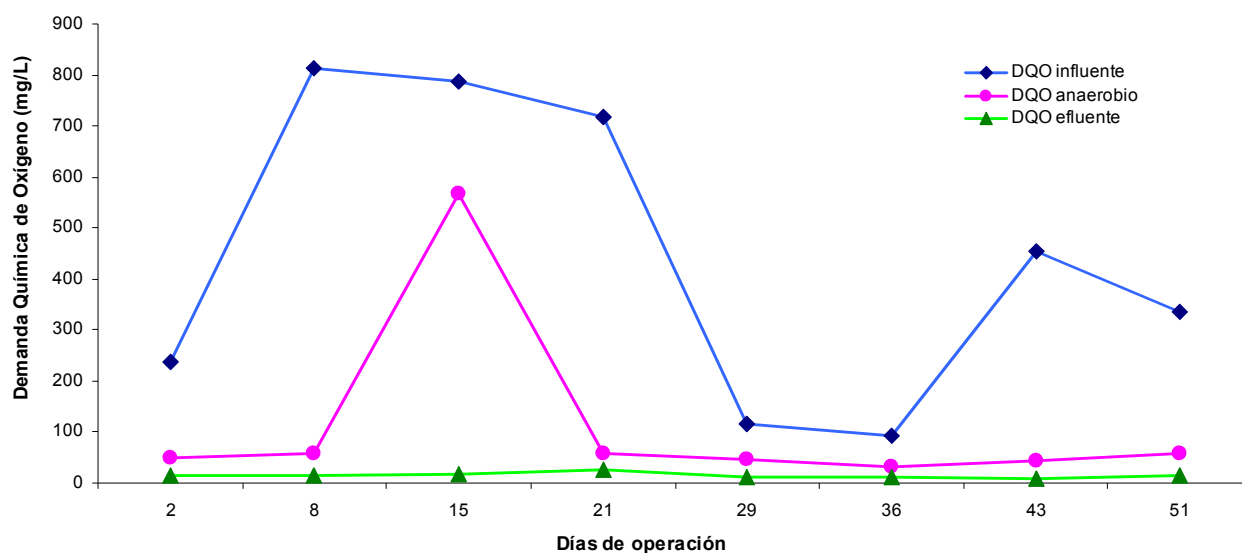


Figura 7.3. Comportamiento de la Demanda Química de Oxígeno

Las altas variaciones en el influente pudieron deberse a que al momento de llenarse el reactor, el concentrado no se encontraba siempre disuelto completamente, ya que se



observó un asentamiento de sustancias en el recipiente del concentrado, por lo cual las cantidades en el influente no fueron constantes.

En tanto al finalizar la fase anaerobia se obtuvieron remociones de entre 28 y 98 % con un promedio de 74%. Con respecto a la remoción total de DQO del proceso se obtuvieron remociones de entre 87 y 98 % con un promedio de 95 %.

### 7.3 Nitrógeno amoniacal

En el influente, se obtuvieron valores de nitrógeno amoniacal de entre 39 y 73 mg/L de  $\text{NH}_4$ , con un promedio de 58 mg/L; al finalizar la fase anaerobia se obtuvieron valores de entre 20 y 36 mg/L, con un promedio de 27 mg/L y en el efluente se obtuvieron valores de 0.2 y 3.8 mg/L con un promedio de 0.4 mg/L de  $\text{NH}_4$ .

La remoción al finalizar la fase anaerobia fue de entre 6 y 65 %, con un promedio de 51%. La cantidad de remoción total obtenida en el efluente varió de entre 90 y 100 %, con un promedio de 99 %.

La remoción de nitrógeno amoniacal se puede apreciar mejor en la figura 7.4, donde es notable la cantidad del influente y la remoción obtenida en el efluente.

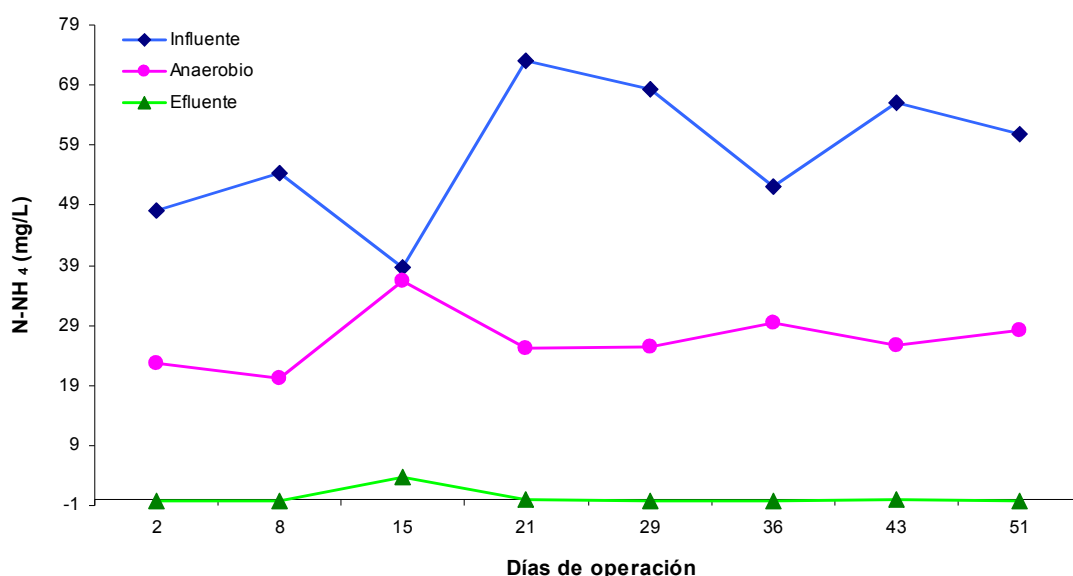


Figura 7.4. Comportamiento del nitrógeno amoniacal durante la experimentación.

### 7.4 Nitritos y Nitratos

Con respecto al nitrógeno como nitritos, en la figura 7.5, se puede observar, la falta de datos, debido al tiempo prolongado que se dejó pasar para sus análisis a pesar de estar refrigerados. Sin embargo, con los datos obtenidos, se puede observar que tanto en el influente como en la fase anaerobia la cantidad de nitritos se mantienen bajos, mientras que en el efluente se aprecia un gran incremento de nitritos, por lo que en este caso en el efluente se obtuvo una liberación de nitritos.

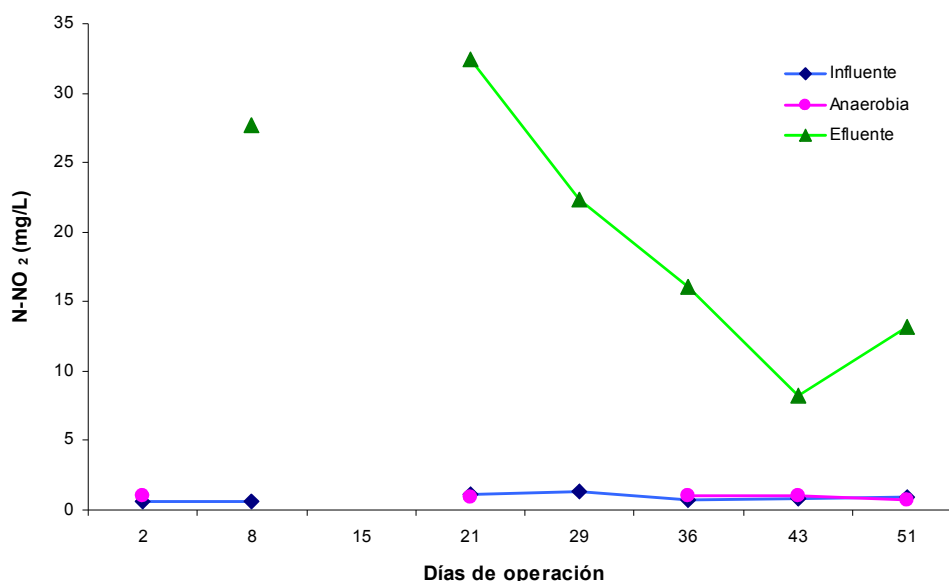


Figura 7.5. Comportamiento de los nitritos durante la experimentación.

Las cantidades de nitritos en el influente de los datos obtenidos, variaron de 0.58 mg/L de NO<sub>2</sub> a 1.30 mg/L de NO<sub>2</sub>, con un promedio de 0.87 mg/L de NO<sub>2</sub>. En cuanto a la fase anaerobia se obtuvieron cantidades de entre 0.75 y 1.05 mg/L de NO<sub>2</sub>, con un promedio de 0.97 mg/L de NO<sub>2</sub> y en el efluente se obtuvieron cantidades de entre 8.19 y 32.47 mg/L de NO<sub>2</sub>, con un promedio de 19.97 mg/L de NO<sub>2</sub>.

Como se puede observar en la figura 7.6, en algunas fechas, los nitratos parecen disminuir en la fase anaerobia y en otras aumentar la cantidad de éstos, sin embargo en el efluente, al igual que en los nitritos se aprecia un incremento considerable de estos.

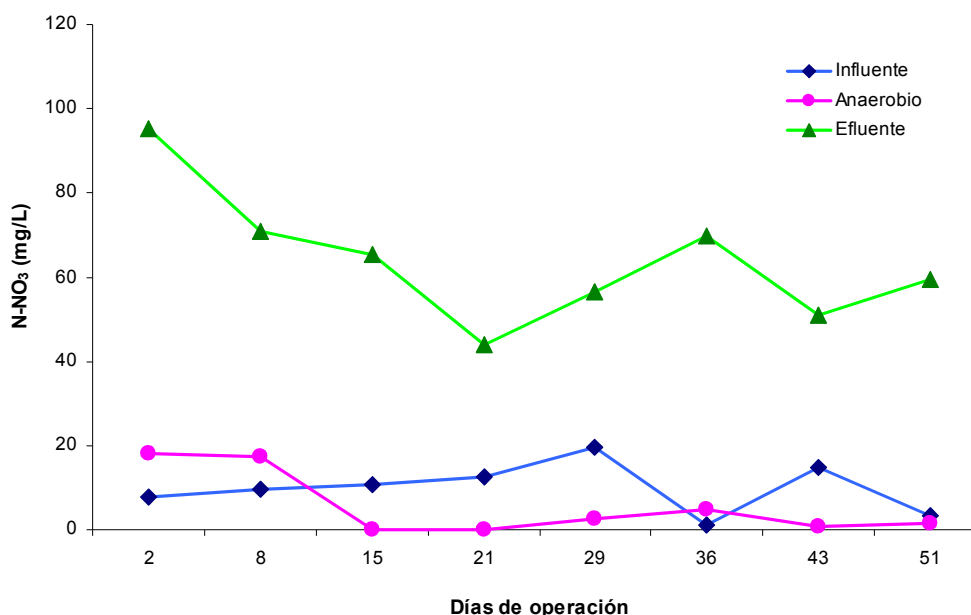


Figura 7.6. Comportamiento de los nitratos durante la experimentación.

Las cantidades determinadas en el influente variaron de entre 1.12 y 19.49 mg/L de  $\text{NO}_3$ , con un promedio de 9.96 mg/L de  $\text{NO}_3$ , al finalizar la fase anaerobia se obtuvieron valores de entre 0.04 y 18.16 mg/L de  $\text{NO}_3$ , con un promedio de 5.69 mg/L de  $\text{NO}_3$ , y en el efluente se obtuvieron valores de entre 44.02 y 95.24 mg/L de  $\text{NO}_3$ , con un promedio de 64 mg/L de  $\text{NO}_3$ .

En la figura 7.7, se observan las variaciones en el efluente del nitrógeno en sus diferentes formas, donde se puede apreciar el incremento de nitritos y nitratos, observando una relación entre la cantidad de aumento de los nitratos en el efluente y la cantidad de nitrógeno amoniacal en el influente.

El incremento de nitritos y nitratos así como la disminución del nitrógeno amoniacal, posiblemente se debió a que durante en el proceso tuvo lugar la nitrificación.

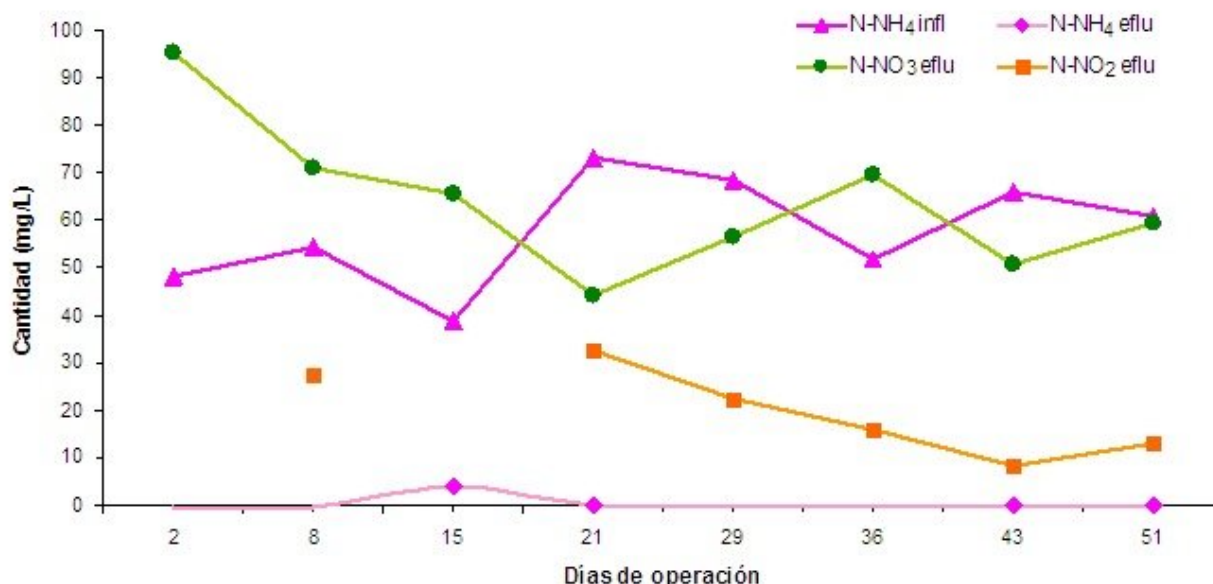


Figura 7.7. Nitritos y nitratos con respecto al nitrógeno amoniacal.

### 7.5 Sólidos Suspendidos Totales

En la figura 7.8, se muestra el incremento de los sólidos suspendidos totales a lo largo de la experimentación, lo que involucra el incremento de la biomasa (bacterias). Sin embargo también se muestran algunas bajas debido a la pérdida de lodo en el efluente, por fallas en el aireado, ya que se mantuvo aireando al mismo tiempo que se dio el vaciado en el reactor. Por lo que en el medio de licor mezclado se obtuvieron cantidades de entre 1.280 mg y 5.460 mg de SST/L, mientras que en el efluente, durante toda la experimentación se presentaron cantidades de entre 0.057 y 0.226 mg de SST/L, con un promedio de 0.106 mg de SST/L.

Lo anterior indica que la remoción de SST/L en el reactor fue de entre 93 y 98 %, con un promedio de 96 %.

Por otra parte, en la figura 7.9, se puede observar la relación que existe entre la cantidad de sólidos suspendidos totales y la remoción de fósforo, pues al aumentar la cantidad de biomasa se incrementa la remoción de fósforo. Relación explicada en este trabajo por Flores-Ordeñana (1998)

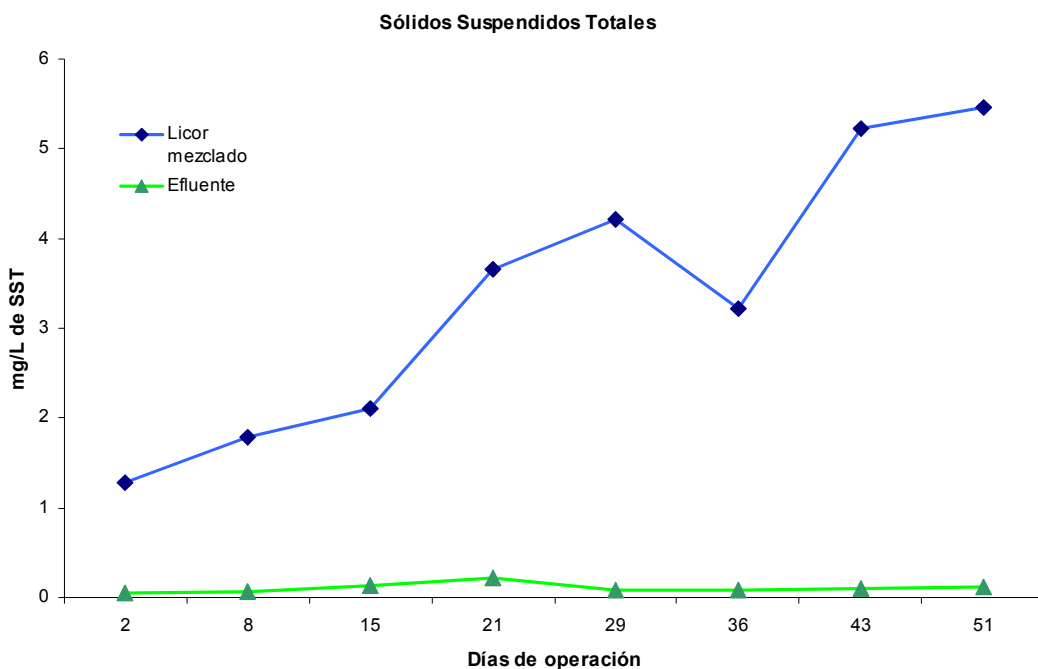


Figura 7.8. Comportamiento de los Sólidos Suspendidos Totales durante la experimentación.

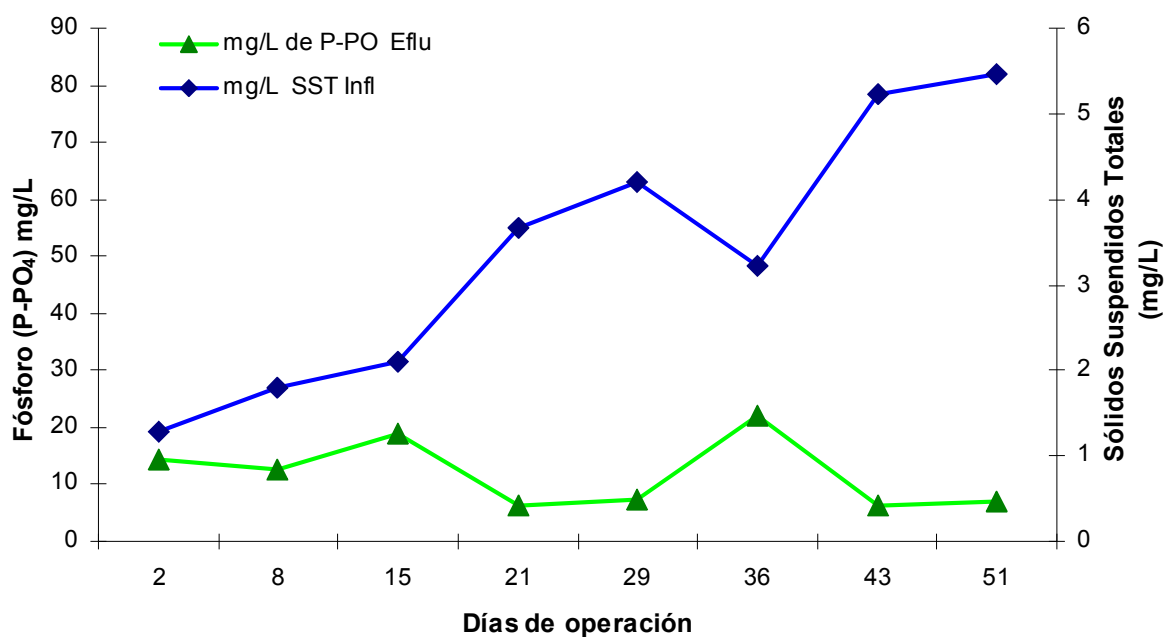


Figura 7.9. Incremento de SST y remoción de P-PO<sub>4</sub>.

## 7.6 Sólidos Sedimentables

Como se observa en la figura 7.10, durante la experimentación se observa de manera general un cierto incremento en los sólidos sedimentables.

Por otra parte se observan también en la figura 7.10 puntos bajos, estos se deben, al igual que en los SST, a la pérdida de lodo por fallas en el sistema de aireación.

Cabe mencionar que se añadió lodo nuevamente al reactor el día cuatro de la experimentación, para lo cual se decantó el lodo de 6 litros de los lodos de recirculación de la planta de CU ya que estos lodos tuvieron una sedimentabilidad muy baja, la cual fue de 2 mL/L.

Las cantidades de SST a lo largo de la experimentación variaron de entre 2 mL y 175 mL como máximo.

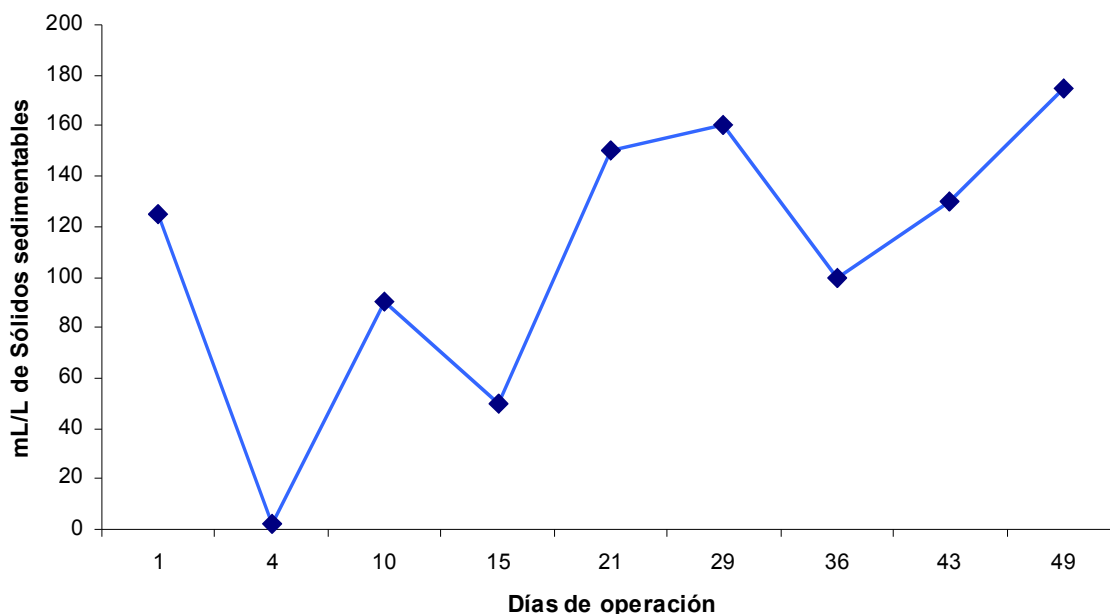


Figura 7.10. Comportamiento de los Sólidos Sedimentables.

## 7.7 Oxígeno disuelto

En la figura 7.11, se presenta el comportamiento del oxígeno disuelto a lo largo de 23 horas, donde se observan altas y bajas, correspondientes a las fases aerobias y anaerobias, de los ciclos que tuvieron lugar durante la medición.

Durante las fases anaerobias de este perfil de oxígeno disuelto, se obtuvo como mínimo una cantidad de 0 mg de OD y una máxima de 3 mg de OD en estos ciclos.

Con respecto a las fases aerobias, se midieron cantidades de entre 5.8 mg de OD como mínimo y como máximo una cantidad de 6.5 mg de OD.

Dicho lo anterior, este perfil demuestra que no siempre se lograba una fase anaerobia por debajo de 1mg/L de OD obtenido por otros autores durante esta fase, esto se puede atribuir a los problemas con el aireado, ya que en diversas ocasiones durante la fase anaerobia, el reactor desprendía algunas burbujas debido a fugas, o bien esta fase no duró lo suficiente como para llegar a las condiciones anaerobias esperadas y con una prolongación suficiente de esta fase.

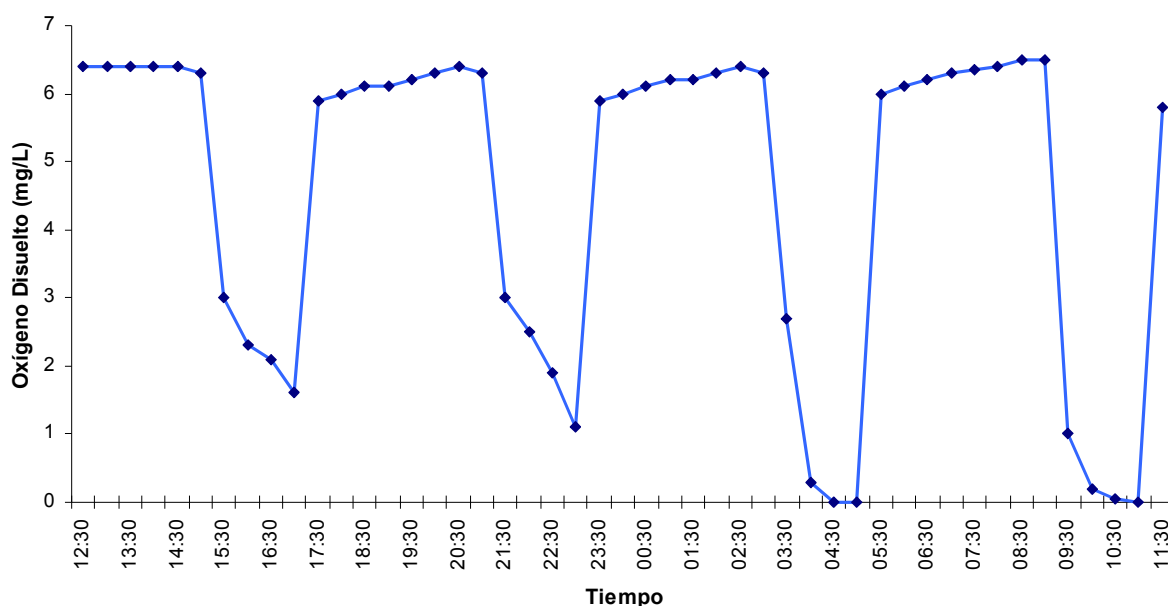


Figura 7.11. Comportamiento del oxígeno disuelto durante 23 horas.

## 7.8 Granulación

### 7.8.1 Observación al microscopio

Como se observan en las fotografías de la figura 7.12, la estructura física y biológica del lodo cambió en el transcurso del tiempo de experimentación.

Al inocular el reactor, el lodo presentaba un color negro y su estructura era muy dispersa e irregular, con la presencia de diferentes microorganismos.

En el día 11 (A1 y A2) el lodo aún tiene apariencia dispersa y con presencia de microorganismos, en el día 16 (B1 y B2) se sigue observando un lodo disperso y con presencia de diferentes microorganismos; en el día 29 (C1 y C2) en el licor mezclado se observa un lodo más aglutinado y con escasa presencia de microorganismos. Después de 37 días (Figura D1 y D2), se observa ya lodo más compacto y menos disperso.



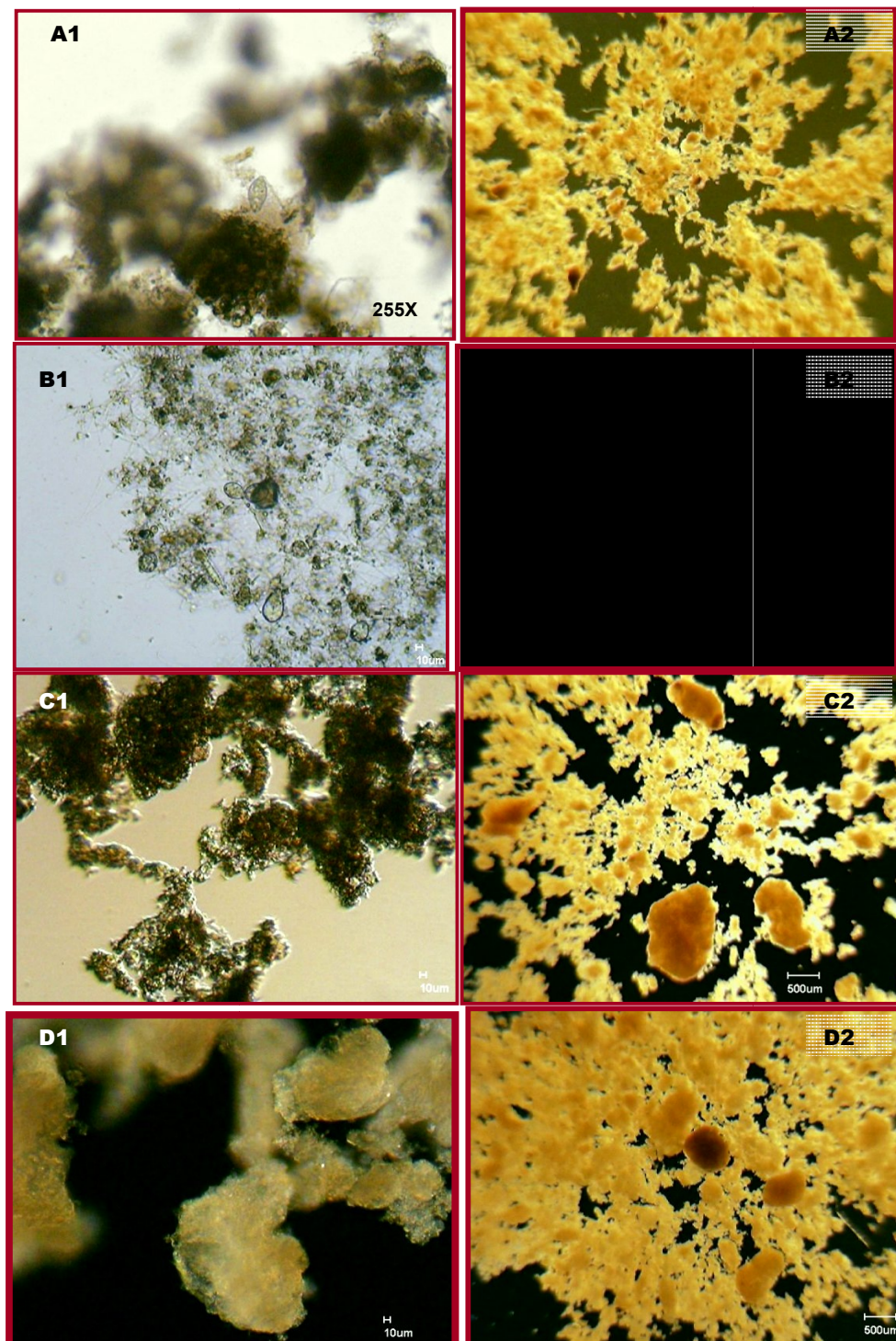


Figura 7.12. Cambio de la estructura física conforme al tiempo.

En el día 43 Figura 7.13, se observa la presencia de estructuras más grandes y compactas. Finalmente en el día 49 (F1 y F2) se obtienen estructuras grandes y compactas de forma ovoide y esférica.



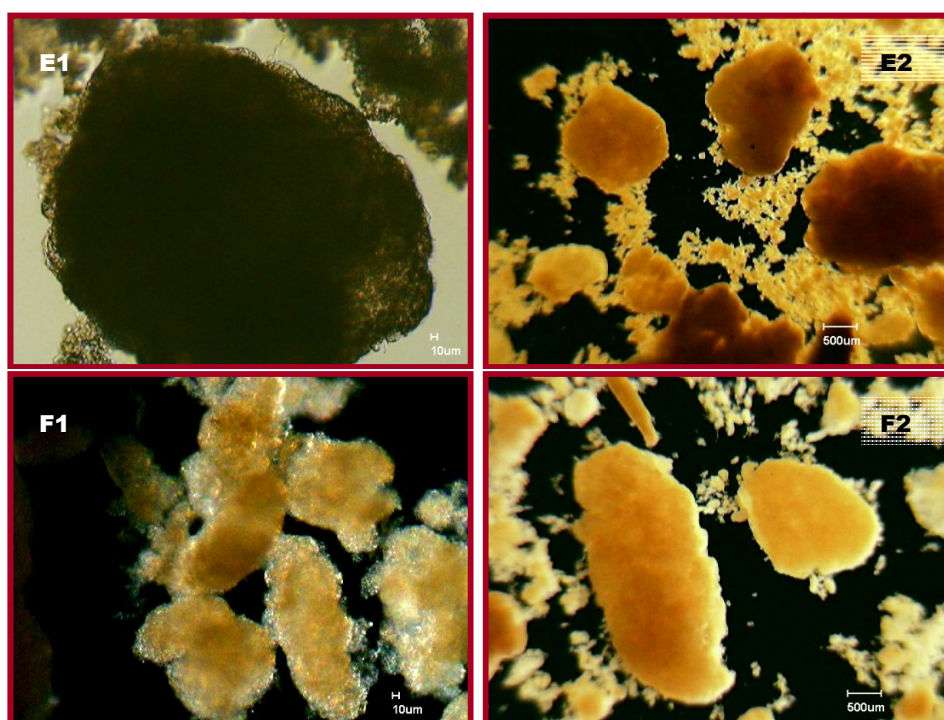


Figura 7.13. Estructura física en los días 43 y 49

Como puede observarse en la figura 7.14 y en las fotografías anteriores, estas estructuras carecen de filamentos en su superficie pudiéndose atribuir en gran parte al sustrato y no al aireado, debido a los problemas con el mismo.



Figura 7.14. Estructura del día 49, compacta y sin filamentos.

De manera general, como se mencionó anteriormente, al inocular el reactor, el color del licor mezclado fue negro y sin una diferenciación visible, al transcurrir el tiempo, el color se tornó a un color café claro debido al agua residual sintética con el que se alimentaba el reactor, y aproximadamente durante los últimos 20 días de experimentación se observaron estructuras compactas aunque muy pequeñas en aproximadamente un 50 % del licor mezclado del reactor, pudiéndose atribuir a las altas cantidades de DQO en el influente entre los primeros treinta días de experimentación, esto asemeja a lo encontrado por Lin *et al.* (2003b) quienes mencionan que se puede esperar una estructura más compacta cuando se tiene una razón alta P/DQO de sustrato.

## VIII. CONCLUSIONES

- ◆ En el reactor SBR operado durante esta experimentación se logró la formación de agregados celulares y gránulos aerobios a partir de la inoculación de lodo activado, partiendo de una selección por tiempo de sedimentación.
- ◆ Los gránulos aerobios obtenidos en esta experimentación se lograron en cantidades escasas y de tamaños pequeños, bajo las condiciones en las que operó el reactor. presentaron una estructura compacta y sin presencia de filamentos, con formas esféricas y ovoides, presentándose en mayor cantidad durante los últimos días de experimentación.
- ◆ No se lograron obtener completamente las condiciones ideales en este reactor, para la granulación aerobia y para la remoción biológica de fósforo, como una fase anaerobia con la respectiva liberación de fósforo por los microorganismos.
- ◆ Se lograron remociones de fósforo de hasta un 82 %, presentando en los últimos días de experimentación algunas de las cantidades más bajas en el efluente, concordando con el aumento de los sólidos suspendidos totales.
- ◆ El modo y las condiciones operacionales de este reactor SBR para la remoción biológica de fósforo, no es adecuado para la remoción simultánea de nitrógeno en sus diferentes formas, ya que, si bien se obtuvo una remoción de hasta 100 % de  $N-NH_4$ , en el efluente se obtuvieron cantidades muy elevadas de nitritos y nitratos que además de acelerar el proceso de eutrofización, pueden ocasionar daños a la salud.
- ◆ Dadas las conclusiones anteriores, se puede decir que este reactor SBR, pese a sus dificultades de diseño y técnicas, mostró resultados alentadores en cuanto a las cantidades de remoción simultánea de DQO,  $NH_4$ , SST y fósforo como ortofosfatos.

## IX. RECOMENDACIONES

- ◆ Se recomienda seguir experimentando, con la menor cantidad de fallas operacionales del sistema y con un diseño adecuado del reactor.
- ◆ Experimentar con aguas residuales municipales reales, hasta lograr obtener en el efluente cantidades de fósforo y nitrógeno que no afecten a los sistemas acuáticos naturales.

## X. REFERENCIAS

- Alves, M., Cavaleiro A. J., Ferreira, E. C., Amaral, A. L., Mota, M., Morra, M. da, Vivier H. y Pons, M. N. (2000). Characterization by image analysis of anaerobic sludge under shock conditions. *Water Sci. Technol.* 41: 207–214.
- Anaya-Lang, A. L. (2003). *Ecología Química*. Ed. Plaza y Valdés. México. 95-114 pp.
- Antón, D. (2003). Capítulo 1. Saciando la sed planetaria: Los problemas del agua en el fin del milenio. *Agua, medio ambiente y desarrollo en el siglo XXI. México desde una perspectiva global y regional*. Editora Patricia Ávila García. Colegio de Michoacán, Secretaria de Urbanismo y SEMARNAT / IMTA. México. 476 pp.
- APHA. 1995. *Standard Methods. For examination of water and wastewater*. 19<sup>th</sup> Edition.
- Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Garrido, J. M. y Méndez, R. R. (2004). Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. *Water Res.*, 38: 3389-3399.
- Arun, V., Mino, T. y Matsuo, T. (1988). Biological mechanisms of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phosphorus removal systems. *Wat. Res.* 22: 565 - 570.
- Atlas, R. M. y Bartha, R. (2002). *Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental*. 4<sup>ta</sup> edición. PEARSON. España. 677 pp.
- Barnad, J. L. (1974). Cut Phosphorus and Nitrogen without chemicals. *Water and wastes Engineering*. 11 (7): 33 - 36.
- Bernal-Martínez, A. (1998). *Eliminación biológica de macronutrientes en un reactor discontinuo con biomasa suspendida*. Tesis. Maestría en Biotecnología. Facultad de Química. UNAM.
- Beun, J. J., Hendriks, A., van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A. y Heijnen, J. J. (1999). "Aerobic granulation in a sequencing batch reactor." *Water Res.* 33(10): 2283–2290.
- Beun, J. J., van Loosdrecht, M. C. M. y Heijnen, J. J. (2000). Aerobic Granulation. *Water Sci. Technol.* 41 (4-5): 41-48.
- Bossier, P. y Verstraete, W. (1996). Triggers for microbial aggregation in activated sludge? *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 45: 1-6.
- Buchan, L. (1983). Possible biological mechanism of phosphorus removal. *Water Sci. Technol.* 15: 87-103.
- Canul-Chuil, A. (2006). *Tratamiento biológico para la remoción de compuestos organoclorados en los efluentes provenientes de la industria petroquímica*. Tesis. Maestría. Facultad de Ingeniería.
- Cassidy, D. P. y Belia, E. (2005). Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge. *Water Res.* 39: 4817–4823.

- ♣ Castillo de Castro, P. A. y Tejero-Monzón, I. (1999). Consideraciones de diseño para la eliminación biológica de fósforo empleando procesos de biopelícula. *Ingeniería del Agua*. 6 (1): 69-80.
- ♣ Chen, Y., Jiang, W., Liang, D. T. y Tay, J. H. (2007). Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 76 (5): 1199–1208.
- ♣ Chudoba, J. (1985). Control of activated sludge filamentous bulking VI Formulation of basic principle. *Water Res.* 19: 1017– 22.
- ♣ Comeau, Y., Hall, K. J., Hancock, R. E. W. y Holdham, W. K. (1986). Biochemical model for enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Res.* 20 (12): 1511-1521.
- ♣ Correa, O. S., Rivas, E. A. y Barneix, A. J. (1999). Cellular envelopes and tolerance to acid pH in *Mesorhizobium loti*. *Curr Microbiol.* 38: 329–334.
- ♣ Cuevas-Rodríguez, G. (1998). *Fermentación de las aguas residuales: una alternativa para mejorar la eliminación biológica de macronutrientes en reactores discontinuos con biomasa suspendida*. Tesis. Maestría. Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería.
- ♣ Dangcong, P., Bernet, N., Delgenes, J.-P. y Moletta, R. (1999). Aerobic granular Sludge—a case report. *Water Res.* 33 (3): 890–893.
- ♣ Danniels, L., Hanson, R. S. y Phillips, J. A. (1994). Chemical analysis. In: Gerhardt P (ed) *Methods for general and molecular bacteriology*. Washington DC: American Society of Microbiology, 512–554 pp.
- ♣ Egli, T. y Zehnder, A. J. B. 1994. Phosphate and nitrate removal. *Environmental Biotechnology*, Vol. 5, pp. 275-284.
- ♣ Fang, H. H. P., Zhang, T. y Liu, Y. 2002. Characterization of an acetate-degrading sludge without intracellular accumulation of polyphosphate and glycogen. *Wat. Res.*, Vol. 36, pp. 3211-3218.
- ♣ Figueruelo, J. E. y Marino-Dávila, M. (2001). *Química Física del Medio Ambiente*. REVERTE. México. pp. 223, 224, 289-292.
- ♣ Flores-Ordeñana, P. (1998). *Efecto de la carga orgánica sobre la eliminación biológica de nutrientes en agua residual domestica con alto contenido de fósforo, empleando un sistema de lodos activados modificado*. Tesis. Maestría en Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería. México, D. F.
- ♣ Fukase, T., Shibata, M. y Miyaji, Y. (1985). Factors affecting biological removal of phosphorus. *Wat. Sci. Tech.* 17: 187-198.
- ♣ Gerber, A. E. S., Mostert, C. T., Winer y R. H. De Villiers. (1986). The Effect of Acetate and Other Short Chain Carbon Compounds on the Kinetics of Biological Nutrient Removal. *Water SA*. 12: 7-12.
- ♣ González-Barceló, O. (1994). *Un algoritmo para el diseño de reactor discontinuo con biomasa suspendida para el tratamiento de aguas residuales*. Tesis. Maestría. Ingeniería Ambiental. Departamento de estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería- UNAM.

- ♣ González-Martínez, S. y Garzón-Zúñiga, M. A. (1995). *Eliminación de fósforo y nitrógeno en un reactor discontinuo con biopelícula*. Informe final para la Comisión de las comunidades Europeas Bruselas, Bélgica. Instituto de Ingeniería. UNAM. 139 pp.
- ♣ González-Martínez, S. y Muñoz-Colunga, A. M. (1995). *Efectos de los desplazamientos poblacionales en un reactor discontinuo con biopelícula que elimina fósforo*. Informe final. Proyecto número 1314. Elaborado para la Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas, Bélgica. Instituto de Ingeniería. UNAM.
- ♣ González-Martínez, S. (1989). *Phosphate removal in Biofilm Reactor*. Elaborated for the Commission of the European Communities Directorate- General Science, Research and Development and the Instituto de Ingeniería. UNAM.
- ♣ Grant, W. D. y Long, P. E. (1989). *Microbiología Ambiental*. Ed. Acribia. España. 222 pp.
- ♣ Gray, N. F. (2004). *Biology of wastewater treatment*. Second edition. Series on environmental science and management. Vol. 4. Imperial College Press. 1421pp.
- ♣ Greenburg, E. (1955). Effect of phosphorus removal on the activated sludge process. *Sew. Ind. Wastes*. 27: 277.
- ♣ Heymann, J. B. (1985). The biochemistry of enhanced phosphorus removal by a activated sudge. *Wat. Sci. Tech.* 17: 303-304.
- ♣ Hiraishi, A. y Morishima, Y. (1990). Capacity for Polyphosphate Accumulation of Predominant Bacteria in Activated Sludge Showing Enhanced Phosphate Removal. *Journal of Fermentation and Bioengineering*. 69 (6): 368-371.
- ♣ Irvine, R. y Busch, A. (1979). Sequencing Batch Biological reactors –an overview. *JWPCF*. 51(2): 235-243.
- ♣ Irvine, R. L., Wilderer, P. A. y Fleming, H. C. (1997). Controlled unsteady state processes and technologies–an overview. *Water Sci. Technol.* 35: 1–10.
- ♣ Jang, A. Yoon, Y. H., Kim, I. S., Kim, K. S. y Bishop, P. L. (2003). Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Biotechnology*. 105: 71-82.
- ♣ Jefferson, B., Burgess, J. E., Pichon, A., Harkness, J. y Judd, S. (2001). Nutrient addition to enhance biological treatment of greywater. *Water Research*. 35: 2702-10.
- ♣ Jenkins, R., Denny K. y Eckhoff, T. (1983). *The Activated Sludge Process: Fundamentals of Operation*. Copyright by Ann Arbor Science Publishers. pp 3-16.
- ♣ Jiang, H. L., Tay, J. H. y Tay, S. T. L. (2002). "Aggregation of immobilized activated sludge cells into aerobically grown microbial granules for the aerobic biodegradation of phenol." *Lett. Appl. Microbiol.* 35: 439–45.
- ♣ Jeon, C. O., Lee, D. S. y Park, J. M. 2003. Microbial communities inactivated sludge performing enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. *Wat. Res.*, Vol. 37, pp. 2195-2205.
- ♣ Kern-Jespersen J. P. y Henze M. (1993). Biological phosphorus uptake under anoxic and aerobic conditions. *Wat. Res.* 27 (4):617-624.



- ♣ Ketchum, L. H. (1996). Design and Physical Features of SBR Reactors. First IAWQ Specialized Conference on Sequencing Batch Reactor Technology. Munich, Alemania: 7-14.
- ♣ Kjelleberg, S., Hermansson, M., Marden, P. y Jones, G. W. (1987). The transient phase between growth and no growth of heterotrophic bacteria, with emphasis on the marine environment. *Annu Rev Microbiol* 41: 25–49.
- ♣ Krishna, C. y Van Loosdrecht, M. C. M. (1999). Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge. *Water Res.* 33: 2374–82.
- ♣ Lettinga, G., Velsen, A. F. M., van, Hobma S. W., Zeeuw, W. de, Klapwijk, A. (1980). Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological waste water treatment especially for anaerobic treatment. *Biotechnol Bioeng.* 22: 699–734.
- ♣ Levin G. V. y Shapiro J. (1965). Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. *Journal Water Pollution Control Federation.* 37: 800-821.
- ♣ Li, H., Chen, Y. y Gu, G. (2008). The effect of propionic to acetic acid ratio on anaerobic-aerobic (low dissolved oxygen) biological phosphorus and nitrogen removal. *Bioresource Tachnology* 99: 4400-4407.
- ♣ Li, J., Xing, X. y Wang, B. 2003. Characteristics of phosphorus removal from wastewater by biofilm sequencing batch reactor (SBR). *Biochemical Engineering Journal*, Vol. 16, pp. 279-285.
- ♣ Lin, C. K., Katayama, Y., Hosomi, C., Murakami, A. y Okada, M. (2003a). The characteristics of the bacterial community structure and population dynamics for phosphorus removal in SBR activated sludge processes. *Wat. Res.* 37: 2944-2952.
- ♣ Lin, Y. M., Liu, Y. y Tay, J. H. (2003b). Development and characteristics of phosphorus-accumulating microbial granules in sequencing batch reactors. *Appl Microbiol Biotechnol.* 62: 430-435.
- ♣ Liss, E. y Langed, P. (1962). Verusche sur Polyphosphate-überkompensation in Hefesellennach Phosphat verarming. *Arch. Microbiol.* 41: 383.
- ♣ Liu, Y. y Liu, Q-S. (2006). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances.* 24: 115–127.
- ♣ Liu, Y. y Tay, J. H. (2002). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Res.* 36: 1653-1665.
- ♣ Liu, Y., Yang, S.-F., Qin, L. y Tay, J.-H. (2004). A thermodynamic interpretation of cell hydrophobicity in aerobic granulation. *Appl Microbiol Biotechnol.* 64: 410–415.
- ♣ Liu, Y. y Tay, J.-H. (2004). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances.* 22: 533-563.
- ♣ Liu, Q. S., Tay, J. H. y Liu, Y. (2003a). Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Environ. Technol.* 24: 1235-1243.
- ♣ Liu, Y., Yang, S. H., Liu, Q. S. y Tay, J. H. (2003b). The role of cell Hydrophobicity in the Formation of Aerobic Granules. *Current Microbiology.* 46: 270-274.

- ♣ López, C. S., Heras, H., Garda, H., Ruzal, S., Sanchez-Rivas, C. y Rivas, E. (2000). Biochemical and biophysical studies of *Bacillus subtilis* envelopes under hyperosmotic stress. *Intl J Food Microbiol.* 55: 137–142.
- ♣ Lotter, L. y Murphy, M. (1985). The identification of heterotrophic bacteria in an activated sludge plant with particular reference to polyphosphate accumulation. *Water SA* 11: 179-184.
- ♣ Lotter, L. (1989). Two-year Study on the Enhancement of Biological Phosphate Removal by Altering Process Feed Composition (Metabolic Control Mechanisms), WRC Rep. N. 137/3/89, *Wat. Res. Com.*, Pretoria, Republic of South Africa.
- ♣ Lotter, L. H. (1985). The role of bacteria phosphate metabolism in enhanced phosphorus removal from the activated sludge process. *Wat. Sci. Technol.* 17: 127-38.
- ♣ Maass, J. M. (2003). Capítulo 2. El agua como elemento integrador de los procesos funcionales del ecosistema. *Agua, medio ambiente y desarrollo en el siglo XXI. México desde una perspectiva global y regional.* Editora Patricia Ávila García. Colegio de Michoacán. Secretaria de urbanismo y SEMARNAT/IMTA. México, 476 pp.
- ♣ Madigan, M. T., Martinko, J. M. y Parker, J. (2004). *Brock. Biología de los microorganismos.* 10ª edición. Pearson Prentice Hall. España, pp. 1096.
- ♣ Mamais, D. y Jenkins, D. (1992). The effects of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Technol.* 26(5-6): 955-966.
- ♣ Marais, G. V., Lewenthal, R. E. y Siebritz, I. P. (1983). Observations supporting phosphate removal by biological excess uptake. *Wat. Sci. Tech.* 15 (3/4): 15-41.
- ♣ Marín-Galván, R. (2003). *Fisicoquímica y Microbiología de los Medios Acuáticos.* Tratamiento y Control de la Calidad de Aguas. Ed. Díaz de Santos. España. 311 pp.
- ♣ Mattarelli, P., Biavati, B., Pesenti, M. y Crociani, F. (1999). Effect of growth temperature on the biosynthesis of cell wall proteins from *Bifidobacterium globosum*. *Res Microbiol.* 150: 117– 127.
- ♣ Mc Grath, J., Cleary, S., Mullan, A. y Quinn, J. P. (2001). Acid stimulated phosphate uptake by activated sludge micro-organisms under aerobic laboratory conditions. *Water Res.* 35: 4317-22.
- ♣ Mc Swain, B. S., Irvine, R. L. y Wilderer, P. A. (2004). Effect of intermittent feeding on aerobic granules structure. *Water Sci. Technol.* (49): 19-25.
- ♣ Meré-Alcocer, F. J. (2003). *Tratamiento y control de la contaminación de las aguas urbanas.* Universidad Quetzalcóatl en Irapuato S. C. México. 222 pp.
- ♣ Metcalf y Eddy. (2003). *Wasterwater Engineering. Treatment and Reuse.* 4 edition. Mc Graw Hill. 1819 pp.
- ♣ Mino, T., van Loosdrecht, M. C. M. y Heijnen, J. J. (1998). Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Water Res.* 32 (11): 3193–3207.



- ♣ Morgenroth, E., Sherden, T., van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J. y Wilderer, P. A. (1997). "Aerobic granulation sludge in a sequencing batch reactor." *Water Res.* 31(12): 3191–3194.
- ♣ Moy, B. Y. P., Tay, J. H., Toh, S. K., Liu, Y. y Tay, S. T. L. (2002). High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Let. Appl. Microbiol.* 34: 407-412.
- ♣ Muyima, N. Y. O., Momba, M. N. B. y Cloete, T. E. (1997). Biological methods for the treatment of wastewater. In Cloete, T. E. and Muyima, N. Y. O. (eds) *Microbial Community Analysis: The key to the Design of Biological Wastewater Treatment Systems*, pp. 1-24, Scientific and Technical report No. 5, International Association on Water Quality, London.
- ♣ Nicholls, M. A. y Osborn, D. W. (1979). Bacterial stress: Prerequisite for biological removal of phosphorus. *Water Pollution. Control Fed.* 51(3):557-569.
- ♣ Obaja, D., Mace, S., Casta, J., Sans, C. y Mata-Alvarez, J. (2003). Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor. *Bioresour. Technol.* 87: 103–111.
- ♣ Obaja, D., Mace, S. y Mata-Alvarez, J. (2005). Biological nutrient removal by a sequencing batch reactor using an internal organic carbon source in digested piggery wastewater. *Bioresour. Technol.* 96: 7–14.
- ♣ Oehmen, A., Lemos, P. C., Carvalho, G., Yuan, Z., Keller, J., Blackall, L. L. y Reis, M. A. M. 2007. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. *Wat. Res.* 41, pp. 2271-2300.
- ♣ Okada, M., Murakami, A., Lin, C. K., Ueno, Y. y Okubo, T. (1991). Population dynamics of bacteria for phosphorus removal in sequencing batch reactor (SBR) activated sludge processes. *Water Sci. Technol.* 23: 755–63.
- ♣ Okunuki, S., Kawaharasaki, M., Tanaka, H. y Kanagawa, T. 2004. Changes in phosphorus removing performance and bacterial community structure in an enhanced biological phosphorus removal reactor. *Water Res.*, Vol. 38, pp. 2433-2439.
- ♣ Pan, S. (2003). *Inoculation of microbial granular sludge under aerobic conditions*. Ph.D. Thesis. Nanyang Technological University, Singapore.
- ♣ Pan, S., Tay, J.-H., He, Y. X. y Tay, S. T. L. (2004). The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown granules. *Let. Appl. Microbiol.* 38: 158–163.
- ♣ Pérez-Montesinos, H. (2008). *Gránulos aerobios en reactores discontinuos*. Tesis. Maestría en Ingeniería Ambiental. Instituto de Ingeniería. UNAM.
- ♣ Peng, D., Bernet, N., Delgenes, J. P. y Moletta, R. (1999). Aerobic granular sludge-a case report. *Water Res.* 33: 890-893.
- ♣ Qin, L., Liu, Y. y Tay, J. H. (2004b). Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor. *Biochem. Eng. J.* 21: 47-52.
- ♣ Qin, L., Tay, J. H. y Liu, Y. (2004a). Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochem.* 39: 579-584.

- ♣ Ramalho, R. S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. REVERTE. España. pp. 678-683, 642.643.
- ♣ Ramos-Olmos, R., Sepúlveda-Marqués, R. y Villalobos-Moreto, F. (2003). *El agua en el medio ambiente. Muestreo y análisis*. Universidad Autónoma de Baja California. México. Ed. Plaza y Valdés. 210 pp.
- ♣ Randall, C. W., Barnard, J. L. y Stensel, H. D. (1992). Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Volume 5. Water Quality Management Library. USA. TECHNOMIC PUBLISHING COMPANY. 420 pp.
- ♣ Rensink, J. H., Donker, H. J. y Simons, T. S. (1985). Phosphorus Removal at low sludge loadings. *Wat. Sci. Tech.* 17: 177-186.
- ♣ Rim, Y.-T., Yang, H.-J., Yoon, C.-H., Kim, Y.-S., Seo, J.-B., Ryu, J.-K. y Shin, E.-B. (1997). A full-scale test of a biological nutrients removal system using the sequencing batch reactor activated sludge process. *Water Sci. Technol.* 35 (1): 241–247.
- ♣ Saldívar, A. (2003). Capítulo 3. Evaluación de los costos ecológicos de agua: Bases para un desarrollo sustentable en la ciudad de México. *Agua, medio ambiente y desarrollo en el siglo XXI. México desde una perspectiva global y regional*. Editora Patricia Ávila García. Colegio de Michoacán, Secretaría de Urbanismo y SEMARNAT/IMTA. México, 476 pp.
- ♣ Sarioglu, M. (2005). Biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor by using pure cultures. *Process Biochemistry*. 40: 1599-1603.
- ♣ Seoanez-Calvo, M. (1999). *Ingeniería del medio ambiente*. Aplicada al medio natural continental. 2ª edición. Mundi-Prensa. España. 702 pp.
- ♣ Schön, G., Geywitz, S. y Mertens F. (1993). Influence of dissolved oxygen and oxidation-reduction potential on phosphate release and uptake by activated sludge from sewage plants with enhanced biological phosphorus removal. *Water Res.* England. 27 (3): 349-354.
- ♣ Schönborn, C., Bauer, H. y Röske, I. 2001. Stability of enhanced biological phosphorus removal and composition of polyphosphate granules. *Wat. Res.* Vol. 35, No. 13, pp. 3190-3196.
- ♣ Schwarzenbeck, N., Erley, R. y Wilderer, P. A. (2004). Aerobic granular sludge in a SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. *Water Sci. Technol.* 49: 41-46.
- ♣ Sedlack, R. (1991). *Phosphorus and Nitrogen Removal from municipal Wasterwater Principles and Practice*. Second Edition. Lewis Publishers. Chapter 2-4.
- ♣ Shao, Y., Wada, F., Abkian, V., Crosse, J., Horenstein, B. y Jenkins, D. (1992). Effects of MCRT on enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, 26(5/6): 967-976.
- ♣ Singleton, P. (1999). *Bacterias en Biología. Biotecnología y Medicina*. Ed. Acribia. España. Pp. 515.
- ♣ Smolders, G. J. F., Van der Meij, J., Van Loosdrecht, M. C. M. y Heijnen, J. J. (1994). Model of the anaerobic metabolism of the biological phphorus removal process; stoichiometry and pH influence. *Biotech. Bioeng.* 43: 461–470.

- ♣ Soejima, K., Matsumoto, S., Ohgushi, S., Naraki, K., Terada, A., Tsuneda, S. y Hirata, A. (2008). Modeling and experimental study on the anaerobic/aerobic/anoxic process for simultaneous nitrogen and phosphorus removal: the effect of acetate addition. *Process Biochemistry*.
- ♣ Srinath, E. G., Sastry, C. A. y Pillai, S. C. (1959). Rapid removal of phosphorus from sewage by activated sludge. *Experientia*. 15: 339-340.
- ♣ Stante, L., Cellamare, C. M., Malaspina, F., Bortone, G. y Tilche, A. 1997. Biological phosphorus removal by pure cultura of *Lamproedia spp.* *Wat. Res.* Vol. 31. No. 6, pp. 1317-1324.
- ♣ Su, K. Z. y Yu, H. Q. (2005). Formation and characterization of aerobic granules in sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater. *Environ. Sci. Technol.* 39: 2818-2827.
- ♣ Tay, J. H., Liu, Q. S. y Liu, Y. (2001a). Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge reactor. *J Appl. Microbiol.* 91: 168–175.
- ♣ Tay, J. H. y Yan, Y. G. (1996). "Influence of substrate concentration on microbial selection and granulation during start-up of upflow anaerobic sludge blanket reactors." *Water Environ. Res.* 68(7): 1140–1150.
- ♣ Tay, J. H., Liu, Q. S. y Liu, Y. (2001b). "The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules." *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 57: 227-233.
- ♣ Tay, J. H., Liu, Q. S. y Liu, Y. (2002a). Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors. *Environ. Technol.* 23: 931-936.
- ♣ Tay, J. H., Liu, Q. S. y Liu, Y. (2002c). Aerobic granulation in sequential sludge blanket reactor. *Water Sci. and Technol.* Vol 46 No 4–5 pp 13–18.
- ♣ Tay, J.-H., Pan, S., Tay, S. T. L., Ivanov V. y Liu, Y. (2003). The effect of organic loading rate on the aerobic granulation: the development of shear force theory. *Water Sci. Technol.* 47 (11): 235-240.
- ♣ Tay, J. H., Pan, S., He, Y. X. y Tay, S. T. L. (2004a). Effect of organic loading rate on aerobic granulation I: Reactor performance. *J. Environ. Eng. ASCE* 130 (10): 1094–1101.
- ♣ Tay, J. H., Pan, S., He, Y. X., Tay, S. T. L. (2004). Effect of organic loading rate on aerobic granulation II: Characteristics of aerobic granules. *J. Environ. Eng. ASCE* 130 (10): 1102–1109.
- ♣ Tay, J.-H., Tay, S. T.-L., Liu, Y., Show, K.-Y. e Ivanov, V. (2006). *Biogranulation Technologies for wastewater treatment*. Waste management series 6. Elsevier. United Kingdom. 277 pp.
- ♣ Tay, S. T. L., Ivanov, V., Yi, S., Zhuang, W. Q. y Tay, J. H. (2002b). "Presence of anaerobic *Bacteroides* in aerobically grown microbial granules." *Microb. Ecol.* 44(3): 278–285.
- ♣ Towner, K. 2006. *The Genus Acinetobacter*. Prokaryotes. Vol. 6. Chapter 3.3.25, pp. 746-758.

- ♣ Towner, K. J., Bergogne-Berezin, E. y Fewson. (1991). *The biology of Acinetobacter*. Taxonomy, Clinical Importance, Molecular Biology, Physiology Industrial Relevance. FEMS Symposium N. 57. Plenum Press. New York and London. USA. 451 pp.
- ♣ Tracy, K. D. y Flammino, A. (1987). Biochemistry and energetics of biological phosphorus removal. Biological phosphate Removal from Wastewater. *Advances Water Pollution Control*. (4):12:25.
- ♣ Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N. y Hirata, A. (2004). Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor. *Water Res*. 37: 4965-4973.
- ♣ Tsuneda, S., Onho, T., Soejima, K. y Hirata, A. (2006). Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*. 27: 191-196.
- ♣ Urbina-Alcántara, R. (2007). *Granulación aerobia para el tratamiento de aguas residuales municipales*. Tesis. Licenciatura. Ingeniero Civil. Facultad de Ingeniería. UNAM. 76 pp.
- ♣ Van der Hoek J. P. (1988). Granulation of denitrifying sludge. In: Granular aerobic sludge, ed. G. Lettinga, A. J. B. Zehnder, J. T. C. Grotenhuis and L. W. Hulshoff Pol. Pudoc, Wageningen, The Netherlands, pp. 203-210.
- ♣ Van Loosdrecht, M.C. M., Smolders, G. J., Kuba, T. y Heijnen, J. J. 1997. Metabolism of micro-organisms responsible for enhanced biological phosphorus removal from wastewater. *Antonie van Leeuwenhoek*. No. 71, pp. 109-116.
- ♣ Visser, F. A., van Lier, J. B., Macano, A. J. L. y de Macario, E. C. (1991). "Diversity and population dynamics of methanogenic bacteria in a granular consortium." *Appl. Environ. Microbiol*. 57: 1728–1734.
- ♣ Wang, D., Li, X., Yang, Q., Zeng, G., Liao, D. y Zhang, J. 2008. Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. *Bioresource Technology*. Vol.99, pp.5466-5473.
- ♣ Wang, Z. W., Liu, Y. y Tay, J. H. (2005). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *Chemosphere*. 62: 767-771.
- ♣ Wanner, J. (1994). Activated Sludge Bulking and Foaming Control. *Technomic publication*. USA. 327 pp.
- ♣ Wentzel, M., Dold, P., Ekama, G. y Marais, G. (1985). Kinetics of biological phosphorus release. *Wat. Sci. Tech*. 17:57-71.
- ♣ Wentzel, M. C., Lotter, L. H., Loewenthal, R. E. y Marais, G. v. R. (1986). Metabolic – behavior of *Acinetobacter* ssp. In Enhanced Biological Phosphorus Removal-A Biochemical Model. *Water SA*. 12 (4): 209-224.
- ♣ Weon S. Y., Lee C.W., Lee S.I. y Koopman B. (2002). Nitrite inhibition of aerobic growth of *Acinetobacter* sp. *Wat. Res*. 36: 4471–4476.
- ♣ Wilen, B. M. y Balmer, P. (1999). The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs. *Water Res*. 33: 391–400.

- Yang, S. F., Liu, Y. y Tay, J. H. (2003). A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater. *J. Biotechnol.* 106: 77-86.
- Yeoman, S., Stephenson, T., Lester, J. N. y Perry, R. 1986. Biotechnology for phosphorus removal during wastewater treatment. *Biotech. Adv.* Vol. 4, pp. 13-26.
- Yeoman, S., Stephenson, T., Lester, J. N. y Perry, R. 1988. The removal of phosphorus during wastewater treatment: a review. *Environmental Pollution*, Vol. 49, pp. 183-233.
- Zheng, Y.-M., Yu, H.-Q., Liu, S.-J. y Liu, X.-Z. (2005). Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions. *Chemosphere*.
- Zhu, J. y Wilderer, P. A. (2003). Effect of extended idle conditions on structure and activity of granular activated sludge. *Water Res.* 37 (9): 2013–2018.
- Zita, A. y Hermansson, M. (1997). Effects of bacterial cell surface structures and hydrophobicity on attachment to activated sludge flocks. *Appl Environ Microbiol.* 63: 1168–1170.

## XI. ANEXOS

**Tabla I.** Distribución de los 4 ciclos de 6 horas por día.

Horario	Llenado	Mezclado	Aireado	Sedimentación	Vaciado
	5 min	120 min	226 min	5 min	4 min
3	3:00-3:05	3:05-5:05			
4					
5			5:05-8:51		
6					
7					
8				8:51-8:56	<b>8:56-9:00</b>
9	9:00-9:05	9:05-11:05			
10					
11			11:05-14:51		
12					
13					
14				14:51-14:56	<b>14:56-15:00</b>
15	15:00-15:05	15:05-17:05			
16					
17			17:05-20:51		
18					
19					
20				20:51-20:56	<b>20:56-21:00</b>
21	21:00-21:05	21:05-23:05			
22					
23			23:05-2:51		
24					
1					
2				<b>2:51-2:56</b>	<b>2:56-3:00</b>

**TECNICAS ANALITICAS**  
(Kits de Merck Spectroquant)

**Test Nitritos 1.14776**

NO<sub>2</sub><sup>-</sup>  
Método

En solución ácida los iones nitrito forman con el ácido sulfanílico una sal de diazonio que reacciona con el diclorhidrato de N-(1-naftil)-etilendiamina dando un azocolorante violeta rojizo. Este colorante se determina fotométricamente. El procedimiento es análogo a EPA 354.1, US Estándar Methods 4500-NO<sub>2</sub> B y EN 26 777.

Datos característicos de la calidad del Kit:

En el control de producción redeterminaron los siguientes datos según ISO 8466-1 Y DIN 38402 A51 (cubeta de 10 mm):

Desviación estándar del procedimiento (mg/L de NO <sub>2</sub> -N)	0.008
Coefficiente de variación del procedimiento	1.4
Intervalo de confianza (%)	0.002
Numero de lotes	27

**Test Nitratos 1.14773**

NO<sub>3</sub><sup>-</sup>  
Método

El ácido sulfúrico concentrado los iones nitrato forman con un derivado del ácido benzoico un nitrocompuesto rojo que se determina fotométricamente.

Datos característicos de la calidad del Kit:

En el control de producción redeterminaron los siguientes datos según ISO 8466-1 Y DIN 38402 A51 (cubeta de 10 mm):

Desviación estándar del procedimiento (mg/L de NO <sub>3</sub> -N)	0.19
Coefficiente de variación del procedimiento (%)	1.8
Intervalo de confianza (mg/L de NO <sub>3</sub> -N)	0.5
Numero de lotes	33



**Test Fosfatos 1.14842**

Para la determinación de ortofosfatos

PO<sub>4</sub>-P

Método

En solución sulfúrica los iones ortofosfato forman con vanadato amónico y heptamolibdato amónico ácido molibdatovanadatofosfórico de color amarillo anaranjado que se determina fotométricamente (método "VM"). El procedimiento es análogo a US Standard Methods 4500-PC.

Desviación estándar del procedimiento (mg/L de PO <sub>4</sub> -P)	0.08
Coefficiente de variación del procedimiento (%)	0.53
Intervalo de confianza (mg/L de PO <sub>4</sub> -P)	0.2
Numero de lotes	23

**Test Demanda Química de Oxígeno soluciones A+B (1.14682)**

Método

La muestra de agua se oxida con una solución sulfúrica caliente de dicromato potásico y sulfato de plata como catalizador. Los cloruros son enmascarados con sulfato de mercurio. A continuación redetermina fotométricamente la concentración de los iones Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub><sup>2-</sup> amarillos no consumidos. El procedimiento es análogo a EPA 410.4, US Standard Methods 5220 D, ISO 6060 e ISO 15705.

**Test Amonio 1.14752**

Método

El nitrógeno amónico (NH<sub>4</sub>-N) se presenta en parte en forma de iones amonio y en parte en forma de amoniaco. Entre ambas formas de aparición existe un equilibrio dependiente del pH.

En solución fuertemente alcalina, en la que prácticamente solo existe amoniaco, tiene lugar con un agente clorante una transformación en monocloramina. Esta forma con timol un derivado azul de indofenol que se determina fotométricamente. El procedimiento es análogo a EPA 350.1, APHA 4500-NH3 D e ISO 7150/1.

En el control de producción redeterminaron los siguientes datos según ISO 8466-1 Y DIN 38402 A51 (cubeta de 10 mm):

Desviación estándar del procedimiento (mg/L de NH <sub>4</sub> -N)	0.024
Coefficiente de variación del procedimiento (%)	1.6
Intervalo de confianza (mg/L de NH <sub>4</sub> -N)	0.06
Numero de lotes	28