



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN
INGENIERÍA**

FACULTAD DE INGENIERÍA

**GRÁNULOS AEROBIOS EN
REACTORES DISCONTINUOS**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

P R E S E N T A
HÉCTOR PÉREZ MONTESINOS

DIRECTOR DE TESIS
DR. OSCAR GONZÁLEZ BARCELÓ

MÉXICO, D.F.

JUNIO 2008



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Con amor para: mi esposa Lupita,

A mi hija recién nacida Yailem,

Y, a mis padres, Raúl y Rosa

*-La naturaleza determina la belleza de la tierra,
la ingeniería ambiental y las ciencias naturales
ayudan a conservarla.
Ben Beeckmans, 1975*

Agradecimientos

Mi agradecimiento al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el soporte brindado a través de la beca 206087. Mi gratitud a la Universidad Nacional Autónoma de México por el apoyo brindado para la cristalización de este proyecto, a través de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico (DGAPA) y del Instituto de Ingeniería. Agradezco profundamente a mis tutores Dr. Oscar González Barceló, por su gran disposición y generoso apoyo en la ejecución de este trabajo. Mi más amplio reconocimiento al Dr. Pedro Martínez Pereda, al Dr. Alfonso Durán Moreno y al Dr. Simón González Martínez por sus valiosas observaciones y comentarios durante la realización de este trabajo. Finalmente al Dr. Germán Butrino Méndez, al Dr. Víctor Manuel Luna Pabello, por sus comentarios finales para mejorar este trabajo y a todo el personal de laboratorio, particularmente a la M. en I. María Guadalupe Urquiza Moreno.

GRANULOS AEROBIOS EN REACTORES DISCONTINUOS

Contenido

Resumen	7
Abstract	9
Introducción	11
Capítulo 1	15
1 Antecedentes	15
1.1 Microorganismos	15
1.1.1 Clasificación según la fuente de carbono y energía	15
1.1.2 Tipos de microorganismos en los gránulos	16
1.2 Crecimiento de los microorganismos en un cultivo discontinuo	17
1.3 Proceso de eliminación de nutrientes	19
1.3.1 Eliminación biológica de nitrógeno	20
1.3.1.1 Nitrificación	20
1.3.1.2 Desnitrificación	21
1.3.2 Eliminación biológica de fósforo	21
1.3.3 Nitrificación y desnitrificación simultanea en los gránulos	23
1.4 Características físicas de los gránulos aerobios	24
1.4.1 Tamaño	24
1.4.2 Forma	25
1.4.3 Superficie granular	26
1.4.4 Densidad	27
1.4.5 Dureza	27
1.5 Condiciones para la granulación	27
1.5.1 Composición del sustrato	29
1.5.2 Carga orgánica	29
1.5.3 Tiempo de residencia hidráulico	30
1.5.4 Tiempo retención celular	30

1.5.5 Tiempo de sedimentación	31
1.5.6 Velocidad de sedimentación crítica	31
1.5.7 Cociente de intercambio de volumen	32
1.5.8 Condiciones alternadas de abundancia y carencia de sustrato	33
1.5.9 Oxígeno disuelto, pH y temperatura	34
1.5.10 Tipo de inóculo	34
1.5.11 Predación	34
1.5.12 Sustancias poliméricas extracelulares	35
1.5.13 Fuerza cortante hidrodinámica	36
1.6 Reactores discontinuos	36
1.6.1 Forma de operación-ciclos y fases	37
1.6.2 Ventajas de los reactores discontinuos	39
Capítulo 2	40
2 Objetivos	40
2.1 Problemática	40
2.2 Hipótesis	40
2.3 Objetivo	41
2.3.1 Objetivos secundarios	41
2.3.2 Alcances	41
Capítulo 3	42
3 Metodología experimental	42
3.1 Materiales	42
3.1.1 Unidades experimentales	42
3.2 Métodos	43
3.2.1 Arranque y estabilización del reactor	43
3.2.2 Operación de los reactores	44
3.2.3 Composición del agua sintética	44
3.2.4 Muestras y monitoreos	46
3.2.5 Caracterización física de los gránulos	47
3.2.5.1 Observaciones al microscopio	47
3.2.5.2 Coeficiente de integridad	48
3.2.5.3 Velocidad de sedimentación	49

Capítulo 4	50
4 Resultados	50
4.1 Medición del oxígeno disuelto	50
4.2 Monitoreo del pH y temperatura	51
4.3 Análisis de la DQO en el influente, SST en el licor mezclado y la carga orgánica en el reactor uno	53
4.4 Demanda química de oxígeno disuelto (DQOs)	55
4.4.1 Comportamiento de la DQOs en el reactor uno	55
4.4.2 Comportamiento de la DQOs en el reactor dos	56
4.5 Sólidos suspendidos totales (SST)	57
4.5.1 Comportamiento de los sólidos suspendidos totales en el reactor uno	58
4.5.2 Comportamiento de los sólidos suspendidos totales en el reactor dos	59
4.6 Remoción de la demanda química de oxígeno soluble	60
4.6.1 Remoción de la DQOs en el reactor uno	60
4.6.2 Remoción de la DQOs en el reactor dos	61
4.7 Comparación de la tasa específica de remoción entre el reactor uno y el reactor dos	62
4.8 Comportamiento del tiempo de retención celular con respecto a la carga orgánica para el reactor uno y dos	63
4.9 Características físicas de los gránulos obtenidos	65
4.9.1 Velocidad de sedimentación	65
4.9.2 Morfología	66
4.9.3 Tamaño	69
4.9.4 Dureza	71
Capítulo 5	72
5 Conclusiones	72
Bibliografía	73
Anexos	83

Resumen

La presente investigación “Gránulos aerobios en reactores discontinuos” tiene como meta principal la formación de gránulos microbianos fuertes. La principal aplicación de estos agregados celulares está en el tratamiento biológico de aguas residuales municipales e industriales, incluyendo la remoción biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo). Al utilizar gránulos aerobios se puede disminuir el tamaño de los reactores biológicos y en un momento dado de los sedimentadores secundarios. Los gránulos no solamente tienen una velocidad de sedimentación de al menos 10 m/h, además muestran más ventajas que los flóculos microbianos de un sistema de lodos activados convencional, incluyendo una menor producción de biomasa y una mayor resistencia a compuestos tóxicos debido a su estructura compacta. Por lo tanto los sistemas de lodos granulares activados se pueden convertir en una aplicación viable para el tratamiento de aguas residuales donde el costo y disponibilidad del terreno son factores determinantes.

A partir de la revisión bibliográfica, la experimentación se basó en biorreactores de operación discontinua o por lotes seleccionándose cinco fases: llenado, reacción, sedimentación, decantación y estacionaria; las cuales proporcionaron ciclos de 4 horas. Para desarrollar este trabajo se utilizaron dos reactores discontinuos, uno como testigo, reactor dos, operado convencionalmente y el reactor uno, el cual fue operado con un tiempo de sedimentación corto, en este último se obtuvo biomasa en forma granular.

Durante el tiempo de experimentación se monitoreó la temperatura y el pH en el licor mezclado, el comportamiento de estos parámetros para ambos reactores fue semejante. El promedio obtenido, representativo para los dos reactores, fue de $19 \pm 0.5^\circ\text{C}$ para la temperatura y de 7.5 ± 0.2 para el pH. También se midió el oxígeno disuelto en el licor mezclado en ambos reactores, para que no actuara como una limitante para el proceso biológico. La DQO soluble de influente fue ajustada gradualmente para valores entre 20 y 320 mg/l para el reactor uno, para el reactor dos, entre 150 y 320 mg/l. La concentración máxima de sólidos suspendidos totales en los reactores fue de 1100 y 2400 mg/l para los reactores uno y dos, respectivamente.

El tiempo de sedimentación para el reactor uno se fijó en 5 minutos, para seleccionar a los microorganismos de rápida sedimentación, la cual propició una colonización de biomasa granular. Los gránulos aerobios se obtuvieron alrededor del día 58, los agregados mostraron formas esféricas o de huevo en la mayoría de los casos. Los diámetros de los gránulos logrados en esta experimentación fueron de 0.2 a 4.5 mm. El coeficiente de integridad promedio de los gránulos obtenidos fue de 0.90, el cual se observó que se ve afectado por la carga orgánica, a una menor carga orgánica el gránulo muestra una mayor resistencia a la desintegración. Los índices volumétricos de lodos durante los días que se operaron los reactores oscilaron entre 20 y 50 ml/gSST, y entre 50 y 270 ml/gSST para los reactores uno y dos, respectivamente. Los gránulos obtenidos en este trabajo experimental cumplen con las principales características de biomasa granular presentadas en la bibliografía: forma, tamaño, índice volumétrico de lodos y la capacidad de los gránulos a resistir la desintegración (coeficiente de integridad).

Abstract

The aim of this research “Aerobics granules on Discontinuous reactors” is the formation of strong and consistent microbial granules. The main application of those cellular aggregates is the biological treatment of industrial and domestic wastewater, including biological nutrient removal (Nitrogen and phosphorus). With the application of aerobic granules, the size of biological reactors and secondary settlers can be decreased. Aerobic granules have a sedimentation rate of 10 m/h and many other advantages than microbial flocs from conventional activated sludge systems, including a lower biomass production and higher resistance to toxic compounds due to its compact structure. Therefore sludge granular systems can become in a viable application for wastewater treatment where the cost and land availability are determinants.

From the literature review, experimentation was based on batch operation of the bioreactor with time controlled sequences: fill, react, settle, decant and idle, taking a total time of four hours. This research used two discontinues reactors, one as blank (reactor 2) operated like a conventionally activated sludge system and the other (reactor 1) operated with a small settling time to obtain a granular biomass.

During experimentation time, the temperature and pH values for mixed liquor were measured showing similar behaviors for both reactors, and obtained mean values of $19 \pm 0.5^\circ\text{C}$ for temperature and 7.5 ± 0.2 for pH. Also, dissolved oxygen in the mixed liquor in both reactors was measured, to prevent an inhibition on biological process. Soluble COD in the influent was adjusted gradually to values between 20 and 320 mg/l for reactor 1, and between 150 and 320 mg/L for reactor 2. Maximum total suspended solids (TSS) in the reactor was of 1100 and 2400 mg/l in reactor 1 and 2 respectively.

Settling time on reactor 1 was fixed on five minutes in order to select fast settling microorganisms to lead granular biomass colonization in the reactor. Aerobic granules were obtained about 58 days, mostly showing spherical forms.

The Diameter of the granules were from 0.2 to 2.5 mm. The Integrity coefficient obtained was of 0.9, which it's affected by organic load; at low organic load the granules show a high resistance to disintegration. Sludge volume index (SVI) during reactors operation were between 20 and 50 mL/mgTSS and 50 and 270 mL/mgTSS for reactor 1 and 2 respectively. Aerobic Granules obtained in this research have the main characteristics of granular biomass presented in the literature: shape, size, sludge volume index and the ability of granules to resist disintegration (integrity coefficient).

Introducción

La generación de las aguas residuales es un producto inevitable de la actividad humana. El tratamiento y disposición apropiada de las aguas residuales supone el conocimiento de las características físicas, químicas y biológicas de dichas aguas y de sus efectos principales sobre el cuerpo receptor (Romero, 1999).

En el curso de la historia las aguas residuales se han considerado como una molestia que debe eliminarse de la manera menos costosa y ofensiva posible. Esto equivalía a emplear sistemas de disposición en el sitio y de descargas directas a lagos y corrientes. Durante el siglo pasado se reconoció que este método tiene efectos indeseables sobre el ambiente. Esto ha desembocado en la diversidad de técnicas de tratamiento que caracterizan a los sistemas municipales de tratamiento. Al vislumbrar el futuro es obvio que en el interés de lo sustentable, y de la eficiencia económica fundamental, se debe considerar al agua residual como una materia prima que se debe conservar. La abundancia de nutrientes, como fósforo y nitrógeno, en algunos esquemas de tratamiento se recuperan y son utilizados como fertilizantes (Davis, 1996).

La población microbiana existe en los sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales como agregados celulares ó células libres, en forma de flocos ó gránulos. La auto inmovilización de los microorganismos en agregados ó gránulos es un proceso que ha ido explotándose en el tratamiento biológico de aguas residuales municipales e industriales (Wang y Linlin, 2003). Algunos autores definen a los gránulos como biopelículas esféricas suspendidas, incluyendo, células microbianas, partículas inertes, partículas degradables y polímeros extracelulares. Las matrices de estos polímeros permiten que varias especies microbianas formen agregados estables (Bishop et al., 2003)

Los sistemas de lodos activados tiene algunas desventajas, como son, producción elevada de biomasa excedente, poca flexibilidad con respecto a la carga de floculación, una mayor área requerida para reactores y clarificadores, y una capacidad de conversión volumétrica relativamente baja. En los reactores discontinuos la biomasa también crece en gránulos asentados, los cuales permiten la acumulación de grandes cantidades de biomasa activa en el reactor

(Beun et. al., 1999). Los gránulos aerobios tienen una gran ventaja sobre los lodos activados convencionales, por ejemplo, tienen una estructura microbiana fuerte y compacta, retienen altas concentraciones de biomasa y una velocidad de sedimentación mayor. Debido a su habilidad de retener biomasa, los sistemas con gránulos aerobios son capaces de manejar una mayor carga orgánica si se comparan con los sistemas de lodos activados convencionales (Wang y Linlin, 2003). El usar reactores discontinuos para modificar el diseño del proceso de lodos activados convencional puede ser aplicable para tratar cargas orgánicas bajas y altas, así como los nutrientes que contenga el agua residual sin la necesidad de expandir las instalaciones. Por lo tanto esto reduce el requerimiento de espacio para los reactores, simplifica la operación y provee mayores tasas de remoción simplemente ajustando el marco de control lógico programable del reactor (Bishop et al., 2003).

Se dispone de una extensa literatura para gránulos anaerobios, tanto en microbiología como en ingeniería. La granulación está documentada para bacterias metanogénicas (Lettinga et al., 1984), bacterias acidificantes (van der Haegen et al., 1992), bacterias nitrificantes (de Beer et al., 1993; van Benthum et al., 1992) y bacterias que tienen la capacidad de desnitrificar.

La granulación no está restringida solamente para lodo anaerobio. En los reactores discontinuos conocidos como SBR por sus siglas en inglés (sequencing batch reactor) también se pueden formar los gránulos aerobios (Wang y Linlin, 2003). Los gránulos aerobios pueden ser cultivados con inóculo de lodo activado en un reactor discontinuo. En este tipo de reactores el agua residual es tratada en ciclos sucesivos, el asentamiento de la biomasa en el fondo del reactor, antes de que se drene el efluente, es necesario para retener la biomasa al final de cada ciclo. La rapidez de asentamiento del gránulo beneficia la operación del reactor discontinuo (Beun et al., 2002).

Uno de los principios para la selección de gránulos de la mezcla de biomasa en un reactor discontinuo consiste en la velocidad de sedimentación entre los gránulos. Esta biomasa con rápido asentamiento es retenida eficientemente en el reactor. Mientras que las colonias de menor densidad y por lo tanto con una menor velocidad de sedimentación, salen junto con el efluente del reactor (van Loosdrecht et al., 2001).

Ventajas de la granulación aerobia

La granulación microbiana a diferencia de los flóculos microbianos se define de la siguiente manera: los gránulos que componen el lodo activado granular son agregados de origen bacteriano (sin un material de soporte), los cuales no coagulan bajo fuerzas cortantes bajas, y sedimentan mucho más fácil y rápido que los flóculos de lodos activados (de Kreuk et al., 2005). Los gránulos microbianos usualmente son esféricos con diámetros entre 0.5 a 4 mm. Los flóculos microbianos formados en el tratamiento biológico de una planta de tratamiento de aguas residuales convencional no tiene una forma definida y son agregados sueltos e inestables, los cuales tienen un tamaño aproximado de 0.05 a 0.2 mm. Los gránulos microbianos formados bajo condiciones aerobias se seleccionan con un tiempo de sedimentación de 2 a 10 min (Tay et al., 2001b; Lui y Tay, 2002, 2004). La meta principal es la formación de gránulos microbianos fuertes y su aplicación en el tratamiento biológico de aguas residuales municipales e industriales, la cual es evitar la construcción de sedimentadores secundarios o disminuirlos en su tamaño. Los gránulos formados no solamente tiene una velocidad de sedimentación de al menos 10 m/h (Beun et al., 1999), si no que también muestran más ventajas que los flóculos microbianos de un sistema de lodos activados convencional, incluyendo una menor producción de biomasa (Tay et al., 2003b) y una mayor resistencia a compuestos tóxicos debido a su estructura compacta (Glancer et al., 1994; Jiang et al., 2002; Bergsma-Vlami et al., 2005; Tay et al., 2005). Por lo tanto los sistemas de lodos granulares activados se pueden convertir en una aplicación viable para el tratamiento de aguas residuales donde el costo del terreno es muy caro. Los lodos granulares aerobios han sido utilizados exitosamente para el tratamiento de aguas residuales industriales (Arrojo et al., 2004; Schwarzenbeck et al., 2005).

Desventajas

Una de las desventajas que tiene la granulación aerobia son los largos periodos de arranque para la formación del gránulo a partir de flóculos de lodos activados. La formación del gránulo es crucial para su aplicación en el tratamiento de aguas residuales, debido a esto, el sistema de lodos granulares activados toma varias semanas para arrancar a diferencia del proceso de lodos

activado convencionales (Peng et al., 1999; Beun et al., 2000; Tay et al., 2001c; Moy et al., 2002). Otra desventaja potencial es el riesgo de la acumulación de microorganismos patógenos en el gránulo, esto se debe a dos principales razones:

1. Las bacterias con superficies celulares hidrofóbicas son frecuentemente patógenas
2. Las células forman agregados debido a las interacciones hidrofóbicas y pueden acumular patógenos dentro de ellas.

El propósito de este estudio es el investigar las condiciones para cultivar gránulos aerobios en un reactor discontinuo, con agua sintética, por medio de un inóculo de lodos activados. Este trabajo puede ser de gran ayuda para el desarrollo de un sistema de tratamiento de aguas residuales por medio de gránulos aerobios en un reactor discontinuo.

Capítulo 1.

1. Antecedentes

1.1 *Microorganismos*

1.1.1 Clasificación según la fuente de carbono y energía

La materia orgánica y el dióxido de carbono son dos de las principales fuentes de carbono para los microorganismos. Los microorganismos que utilizan el carbono orgánico para la formación de tejido celular se denominan heterótrofos. Los microorganismos que obtienen carbono celular a partir del dióxido de carbono reciben el nombre de organismos autótrofos

La energía necesaria para la síntesis celular se obtiene de la luz o bien de las reacciones químicas de oxidación. Los microorganismos capaces de utilizar la luz como fuente de energía reciben el nombre de fotótrofos. Estos organismos pueden ser heterótrofos (algunas bacterias sulfurosas) ó autótrofos (algas y bacterias fotosintéticas). Los organismos que obtiene la energía a partir de reacciones químicas se conocen como organismos quimiótrofos, los cuales pueden ser heterótrofos (protozoos, hongos y la mayoría de las bacterias) y autótrofos, por ejemplo las bacterias nitrificantes. Los organismos quimioautótrofos suelen obtener la energía mediante la oxidación de compuestos inorgánicos reducidos tales como el amoníaco, el nitrito y el sulfuro. Los organismos quimioheterótrofos por lo general obtienen la energía por oxidación de compuestos orgánicos. En la tabla 1.1 se resume las clasificación de los microorganismos por donador de electrón, receptor de electrón, fuentes de carbono y producto final (Metcalf y Eddy, 2003).

Tabla 1.1. Clasificación de los microorganismos por donador de electrón, receptor de electrón, fuentes de carbono y producto final (Metcalf y Eddy, 2003)

Tipo de bacteria	Nombre de la reacción	Fuente de Carbono	Donador de electrón (sustrato oxidado)	Receptor de electrones	Productos
Heterótrofa aerobia	Oxidación aerobia	Compuestos orgánicos	Compuestos Orgánicos	O ₂	CO ₂ , H ₂ O
Autótrofa aerobia	Nitrificación	CO ₂	NH ₃ , NH ₂ ⁻	O ₂	NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻
	Oxidación de Hierro	CO ₂	Fe(II)	O ₂	Hierro-ferrico (III)
	Oxidación de Sulfatos	CO ₂	H ₂ S, S ⁰ , S ₂ O ₃ ²⁻	O ₂	SO ₄ ²⁻
Heterótrofa facultativa	Desnitrificación (reacción anóxica)	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos	NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻	N ₂ , CO ₂ , H ₂ O
Heterótrofa anaerobia	Fermentación ácida	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos	Ácidos grasos volátiles AGV
	Reducción de Hierro	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos	Fe(III)	Fe(III), CO ₂ , H ₂ O
	Reducción de Sulfatos	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos	SO ₄	H ₂ S, CO ₂ , H ₂ O
	Metanogénesis	Compuestos orgánicos	Ácidos grasos Volátiles (AGV)	CO ₂	Metano

1.1.2 Tipos de microorganismos en los gránulos

Cuando el oxígeno molecular actúa como receptor de electrones en el metabolismo respiratorio, el proceso recibe el nombre de respiración aerobia. Los organismos que se basan en la respiración aerobia para satisfacer sus necesidades energéticas sólo pueden sobrevivir si existe una aportación suficiente de oxígeno molecular. Algunos compuestos inorgánicos oxidados tales como el nitrato o el nitrito, pueden hacer las funciones de receptores de electrones en ausencia de oxígeno molecular. En la ingeniería ambiental, los procesos en que intervienen estos compuestos reciben el nombre de procesos anóxicos. Los organismos que generan energía por la fermentación y sólo pueden existir en un medio en ausencia de oxígeno, se denominan anaerobios.

Los organismos que generan energía por fermentación y que tiene la capacidad de crecer, tanto en presencia como en ausencia de oxígeno molecular, reciben el nombre de organismos facultativos. Los organismos facultativos pueden cambiar de metabolismo fermentativo a respiratorio, dependiendo de la ausencia o presencia de oxígeno molecular (Metcalf y Eddy, 2003).

La diversidad de los microorganismos en los gránulos aerobios ha sido estudiada por medio de técnicas de biotecnología celular. Se han podido identificar varios tipos de bacterias bajo diferentes condiciones, como heterótrofas, nitrificantes, desnitrificantes, bacterias acumuladoras de fósforo y de glucógeno. La diversidad de microorganismos en los gránulos esta ligada a la composición del medio; en el centro de estos se han detectado células muertas y bacterias anaerobias, por lo cual, probablemente se producen gases y ácidos grasos volátiles. Este tipo de productos finales del metabolismo anaerobio pueden destruir los gránulos o por lo menos disminuyen su estabilidad (Yu Liu et al., 2004).

1.2 Crecimiento de los microorganismos en un cultivo discontinuo

El control efectivo del medio ambiente en que se desarrolla el tratamiento biológico del agua residual se basa en la comprensión de los principios fundamentales que rigen el crecimiento de los microorganismos.

La forma en que se produce el crecimiento de las bacterias en un cultivo discontinuo se puede ver en la Figura 1.1. Inicialmente se inocula un pequeño número de organismos en un volumen determinado de un medio de cultivo y se registra el número de organismos viables en función del tiempo (Shlegel, 1993). El modelo de crecimiento basado en el número de células consta de cuatro fases diferenciadas:

1) Fase de latencia: La fase de latencia abarca el lapso de tiempo entre la inoculación y el momento en que se alcanza la tasa de división máxima. La duración de la fase de latencia depende sobre todo del cultivo previo, la edad del inóculo, así como de lo apropiado que sea el medio de cultivo. Si el inóculo

procede de un cultivo viejo (fase estacionaria de crecimiento) la célula tiene que adaptarse primero a las nuevas condiciones de crecimiento mediante la síntesis de RNA, ribosomas y enzimas. Si las fuentes de energía y de carbono del nuevo caldo de cultivo se diferencian de las del cultivo previo, la adaptación de las nuevas condiciones va ligada frecuentemente a una nueva síntesis de enzimas que no eran necesarias en el cultivo previo y que no habían sido sintetizadas. La formación de las nuevas enzimas está inducida por el nuevo sustrato.

2) Fase exponencial. La fase de crecimiento exponencial se caracteriza por un tiempo de generación constante. El tiempo de generación durante la fase exponencial es un parámetro específico de cada especie bacteriana y depende del medio. En muchos casos en un cultivo discontinuo las células se modifican durante el crecimiento exponencial, ya que el ambiente también se modifica continuamente, desciende la concentración de sustrato, aumenta la densidad celular y se acumulan productos metabólicos. Esta fase resulta ideal para la determinación de la tasa de crecimiento, así como la influencia de factores ambientales (pH, potencial redox, temperatura, aireación o semejantes), así como la capacidad de utilizar diversos sustratos se sigue el incremento del número de células, o bien de turbidez durante el crecimiento exponencial.

3) Fase estacionaria. La fase estacionaria se observa cuando las células ya no crecen. La tasa de crecimiento es dependiente de la concentración de sustrato. La transición de la fase exponencial a la estacionaria se da por la disminución de sustrato, la densidad de población, presión parcial de O₂ baja y la acumulación de productos metabólicos tóxicos. En la fase estacionaria pueden utilizarse aún materiales de reserva, descomponerse y sintetizarse por las enzimas.

4) Fase de muerte. Durante esta fase, la tasa de mortalidad de bacterias excede la de generación de células nuevas. La tasa de mortalidad suele ser función de la población variable y de las características ambientales.

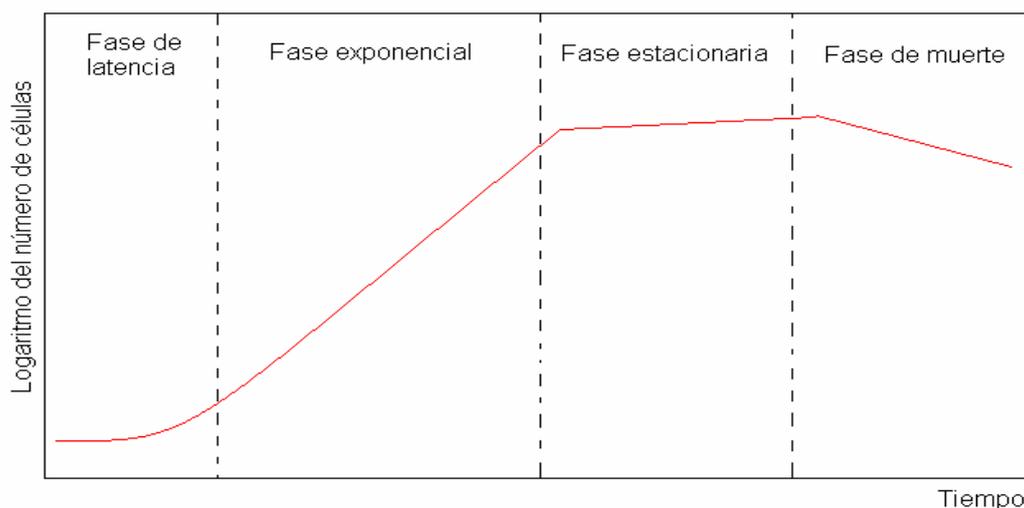


Figura 1.1. Curva de crecimiento de un cultivo bacteriano discontinuo, (Schlegel, 1993).

1.3 Proceso de eliminación de nutrientes

Nitrógeno y fósforo son los nutrientes claves en la eutrofización de los cuerpos receptores de agua residual, los cuales necesitan ser removidos de las fuentes de agua en la mayoría de los países. La remoción biológica de nutrientes se puede realizar por la nitrificación, desnitrificación y por la remoción biológica de fósforo. Sin embargo, estos sistemas se enfrentan con dificultades, como, flotación de los lodos debido a la proliferación de los organismos filamentosos, se necesitan tiempos de retención celular altos para asegurar una nitrificación estable, así como, grandes espacios para emplear los sistemas multifases.

En el pasado se desarrollaron los gránulos aerobios en reactores discontinuos para la remoción de material carbonoso (Beun et al., 1999; Peng et al., 1999; Etterer y Wilderer, 2001; Tay et al., 2001). Comparando los lodos activados, los lodos granulares son regulares, densos, tiene una fuerte estructura física, buena sedimentación, una alta retención de biomasa y la habilidad de soportar variaciones de cargas. Recientemente las investigaciones se han enfocado en el desarrollo de gránulos capaces de remover nitrógeno y fósforo (Beun et al., 2001; Lin et al., 2003; Yang et al., 2003; de Kreuk y van Loosdrecht, 2004; Qin et al., 2005). Las evidencias muestran que los problemas que ocurren en los sistemas de eliminación de nutrientes con

reactores de biomasa suspendida, como la flotación de los lodos, espacios más grandes para las plantas de tratamiento, el lavado de la biomasa que desarrolla la nitrificación, alta producción de lodos residuales; pueden ser superados al desarrollar y aplicar gránulos que remuevan nitrógeno y acumulen fósforo (Lin et al., 2003; Yang et al., 2003).

1.3.1 Eliminación biológica del nitrógeno

En agua residual, el nitrógeno puede estar presente en múltiples formas, y son numerosas las transformaciones que puede sufrir en los diferentes procesos de tratamiento. Los dos mecanismos principales que intervienen en este proceso son la asimilación y la nitrificación-desnitrificación. Debido a que el nitrógeno es un nutriente, las bacterias presentes en los proceso de tratamiento tenderán a asimilar el nitrógeno amoniacal para incorporarlo a su masa celular. Una parte de este nitrógeno amoniacal retornará al agua residual con la lisis y muerte de las células. En el proceso de nitrificación y desnitrificación, la eliminación del nitrógeno se consigue en dos pasos:

1.3.1.1 Nitrificación. La oxidación del amoníaco a nitrato se da en condiciones aerobias, son dos géneros de bacterias responsables de la nitrificación, *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Las *Nitrosomonas* oxidan el amoniaco en nitrito, producto intermediario. Mientras que las *Nitrobacter* transforman el nitrito a nitrato. La reacción se puede ver de la siguiente manera:



Algunos factores que afectan la nitrificación (Metcalf y Eddy, 2003) son:

a) Oxígeno disuelto. Cuando la concentración de oxígeno disuelto es inferior de 0.3 mg/l, la nitrificación no se lleva a cabo, por otro lado la rapidez de nitrificación se hace independiente del oxígeno disuelto cuando la concentración de oxígeno disuelto es superior a 1.0 mg/l. Para garantizar que la nitrificación se lleve a cabo sin restricciones se recomienda que la concentración de oxígeno disuelto sea superior a 3.0 mg/l (Metcalf y Eddy, 2003).

b) Valor de pH. *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* prefieren condiciones ligeramente alcalinas y se inhiben en valores inferiores a 6 y superiores a 9.5 en presencia de amonio. Esto se explica ya que valores de pH ligeramente alcalinos desplazan el equilibrio de amoniaco a amonio, que es la molécula que oxidan las Nitrosomonas. En el tratamiento biológico de aguas residuales, el valor de pH óptimo es de 7.5 a 9; a valores inferiores de 7 y superiores de 9.8, la nitrificación disminuye en un 50 %.

c) Temperatura. La temperatura óptima para los organismos nitrificantes es de 30 °C ya que su actividad disminuye conforme se aleja de este valor hasta 15 °C. Estas pueden quedar desactivadas cuando es menor de 7 °C o superior a los 40 °C. La temperatura de nitrificación usualmente se reporta en un intervalo de 4 a 50 °C con un óptimo de 33°C.

d) Tóxicos. Como a cualquier otro organismo, los metales pesados y otras sustancias consideradas tóxicas los afectan de forma negativa. La actividad de las bacterias nitrificantes puede ser inhibida por sustancias tóxicas, dependiendo de la concentración de la sustancia y del tiempo de exposición.

1.3.1.2 Desnitrificación. La eliminación del nitrógeno en forma de nitrato por conversión a nitrógeno gas se puede conseguir biológicamente bajo condiciones anóxicas, las bacterias que comúnmente se encargan de este proceso son las bacterias heterótrofas. El primer paso consiste en la conversión del nitrato en nitrito, y a continuación se produce óxido nitroso y nitrógeno gas. Las reacciones de reducción del nitrógeno son las siguientes:



1.3.2 Eliminación biológica de fósforo

El consumo de fósforo por parte de los microorganismos tiene lugar en reactores dispuestos en etapas en serie. Mediante el adecuado control de las condiciones ambientales, es posible hacer que los microorganismos consuman un exceso de fósforo sobre sus necesidades normales. La eliminación del fósforo se consigue por la purga o arrastre de las bacterias (Metcalf y Eddy, 2003).

Para que se realice la eliminación de fósforo en un reactor discontinuo es necesario proporcionar una fase anaerobia, donde se suministra el sustrato y posteriormente un periodo de reacción aerobia. En la fase anaerobia todo el acetato del sustrato es almacenado por las bacterias en forma de polímeros, por ejemplo hidroxibutiratos (PHB), a la vez que excreta fósforo, ya que utilizan la energía contenida en las cadenas de polifosfatos, fuente interna de la célula. Durante la reacción aerobia los microorganismos utilizan el PHB acumulado en la fase anaerobia, como fuente de alimento y acumulan el fósforo para reemplazar al que emplearon en la parte anaerobia para obtener energía (de Kreuk & Loosdrecht, 2004).

La eliminación de fósforo en un reactor discontinuo se puede describir con el siguiente gráfico (Figura 1.2)

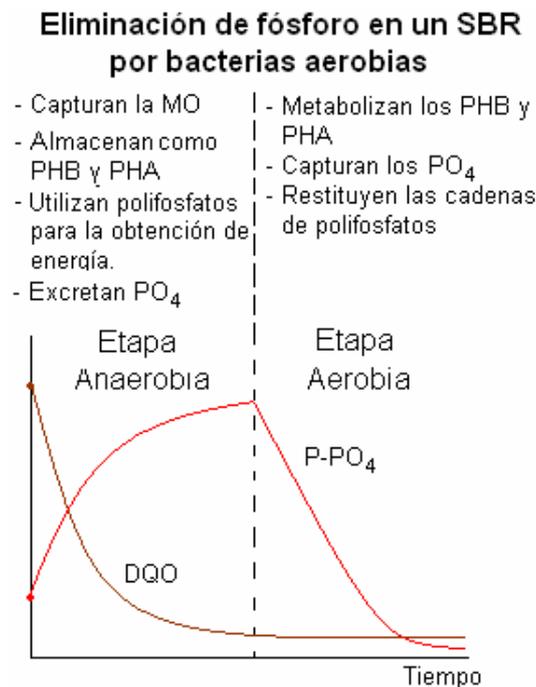


Figura 1.2. Eliminación biológica de fósforo (Metcalf y Eddy, 2003, modificado)

Para la eliminación de fósforo contenida en la aguas residuales, los gránulos acumuladores de fósforo se obtuvieron a diferentes sustratos con ratios DQO/P en un rango de 100/1 – 10/100 en un reactor discontinuo (Lin et al., 2003; Liu et al., 2005). Resultados muestran que los gránulos tienen características típicas para acumular fósforo, tomando el carbono orgánico

1.4 Características físicas de los gránulos aerobios

Tay y Liu en el 2006 mencionan que los gránulos aerobios obtenidos en reactores discontinuos son agregados celulares con las siguientes características:

1. Forma regular (esféricos, forma de huevo u ovalados en la sección representativa);
2. Diámetros de 0.5 a 4.0 mm;
3. Con velocidad de sedimentación de 0.2 a 2 cm/s;
4. Alta densidad y un índice volumétrico de lodos de 20 a 80 ml/gSSV.

1.4.1 Tamaño

El tamaño del gránulo es un parámetro que puede describir el crecimiento y el envejecimiento en las colonias de microorganismos, también juega un papel significativo en las limitaciones de transporte de masa y difusión, debido a la porosidad de la estructura del gránulo la cual disminuye con el aumento de tamaño así como con el paso del tiempo. El tamaño de la partícula es importante para determinar la difusión de los nutrientes y los productos liberados por el mismo gránulo, también tiene un gran impacto en la viabilidad de los microorganismos, así como en el medio ambiente microbiano y en la micro estructura de la población microbiana. Por lo tanto, el tamaño del gránulo es un factor para moldear el desempeño y las características del gránulo aerobio (Villaseñor et al., 2000).

Los gránulos aerobios tienen un rango muy amplio de tamaños, aproximadamente de 0.5 a 4.0 mm de diámetro. El promedio de los diámetro fue alrededor de 1.2 mm, en 50 días más del 70 % de los gránulos obtenidos se encuentran en un rango de diámetros de 0.6 a 1.4 mm (Wang et al., 2003), utilizando gránulos anaerobios como inóculo y un reactor discontinuo. Por otra parte Bishop (2003) formó gránulos a los 50 días, con diámetros variados, dentro del rango de 0.65 a 1.75 mm, los gránulos no excedían de 2 mm, utilizando lodo activado como inóculo y un reactor discontinuo. También se tienen los resultados de Tay et al. (2004) que obtuvieron los gránulos después de tres semanas de operación, teniendo un tamaño promedio de 0.39 cm para una velocidad de aireación ascendente de 1.2 cm/s y de 0.37cm cuando se aumentó el flujo de aire a 2.4 y 3.6 cm/s.

1.4.2 Forma

La forma esférica de los gránulos microbianos se obtendrá a partir de la fuerza cortante hidrodinámica, producida por la aeración del reactor, formada por una comunidad de microorganismos bien estructurada. La superficie de los gránulos y el tamaño será el resultado de la interacción del patrón de dureza y las fuerzas cortantes hidrodinámicas, las especies microbianas y la carga orgánica, así sucesivamente. Se ha observado que la fuerza cortante juega un papel importante, también tiene influencia en la estructura microbiana y el metabolismo de los agregados celulares (Tay et al., 2001; Liu y Tay, 2002).

La forma de los gránulos varía conforme al tiempo, ya que desde el día cero (inóculo) hasta que se logra el gránulo, el flóculo de lodo utilizado como inóculo sufre varios cambios en su estructura microbiana y su forma.

Después de tres semanas de operación del reactor el gránulo muestra una estructura microbiana compacta de forma esférica, figura 1.4 (Tay et al., 2004). De Bishop (2003) se tiene que en el día uno el inóculo de lodo activado no tiene forma de un flóculo grande y es muy irregular con filamentos inestables; en el día 10 la forma del flóculo esta más definida; después de 30 días el flóculo de lodo aerobio tiene forma de un gránulo suave e irregular heterogéneo. Después de 40 días el gránulo aerobio está completo, la mayoría de los gránulos tienen una textura suave y superficie desigual; a los 50 días los gránulos irregulares se vuelven más estables y tienen una forma redonda, con una superficie sólida y lisa (figura 1.5).

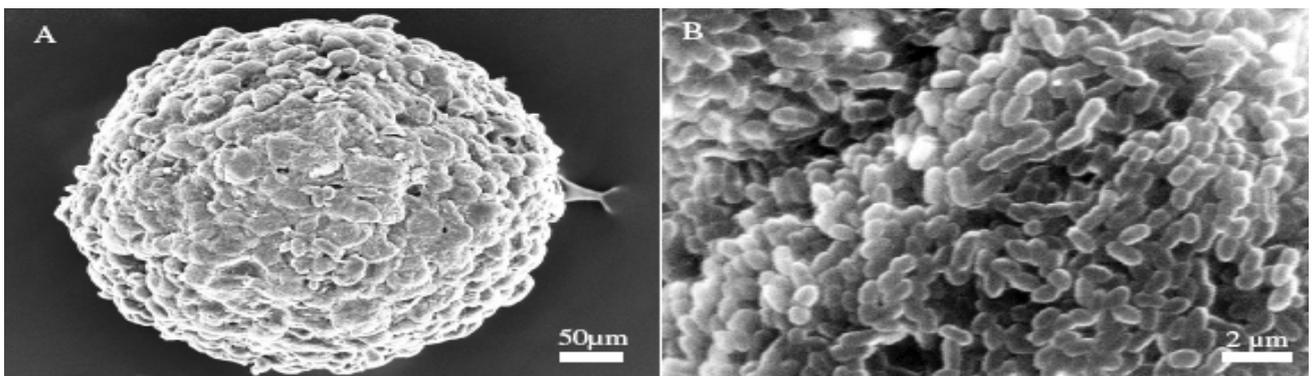


Figura 1.4. Morfología de gránulo aerobio después de tres semanas (Tay et al., 2004)

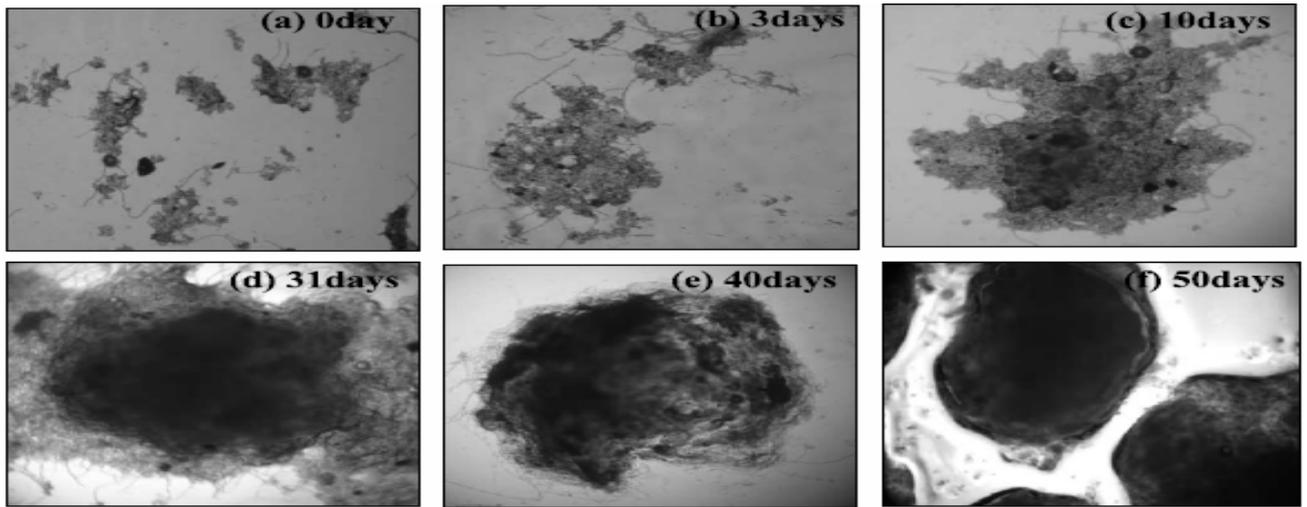


Figura 1.5. Desarrollo de los gránulos observados a varios tiempos de operación (Bishop, 2003).

1.4.3 Superficie granular

La superficie de los gránulos aerobios puede ser áspera (filamentosa) o lisa, dependiendo de la tasa de crecimiento de la biomasa y la tasa de desprendimiento celular del gránulo. Existen algunas zonas en la superficie de los gránulos aerobios que son hidrofílicas debido a la presencia de OH, COO⁻, HPO₄²⁻, NH₂, y otros grupos, como proteínas y polisacáridos. Junto con esto, probablemente se encuentren zonas hidrofóbicas debido a la presencia de cadenas alifáticas y anillo aromáticos de lípidos y proteínas. Por lo tanto, si la superficie del gránulo es predominantemente hidrofílica no hay producción de exopolisacáridos en el gránulo (Tay et al., 2006).

En algunos casos en presencia de una fuerte aeración y ausencia de producción de polisacáridos, los gránulos son cubiertos por un tipo de piel, la cual está compuesta por células muertas. Esta piel reduce el desprendimiento de células del gránulo y lo protege de una destrucción mecánica (Tay et al., 2006).

1.4.4 Densidad

Durante el proceso de granulación los flóculos dispersos de biomasa pasan a formar agregados discretos bien definidos o gránulos. Usualmente los gránulos son más grandes y pesados que los flóculos. Los gránulos aerobios

tienen una densidad entre 1.004 y 1.054 g/cm³. La densidad de las biopartículas puede describir cuantitativamente el proceso de granulación.

1.4.5 Dureza

La dureza del gránulo define su capacidad para resistir la desintegración. La dureza se puede expresar como el coeficiente de integridad IC por sus siglas en inglés (integrity coefficient). El cual es la proporción de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) residuales medidos después de una agitación de 5 minutos a 200 rpm entre el total de SSV medidos en los gránulos antes de la agitación. Los gránulos con mayor dureza tiene un IC más alto (Tay et al., 2004).

1.4 Condiciones para la granulación

La granulación aerobia puede ser vista como una aglomeración celular a través de la inmovilización de los microorganismos por las uniones de célula-célula, la cual es estable debido a la contigua asociación multicelular. Estos agregados granulares tiene una estructura compacta comparada con los lodos floculentos (Tay et al., 2006).

En un reactor discontinuo se trata agua residual por medio de reacciones aerobias en ciclos que pueden durar desde 2 hasta 8 horas. Lo importante dentro del proceso es que, al final de cada ciclo, la separación de los microorganismos sea rápida y eficiente. Los lodos granulares facilitan la separación y ayudan a reducir la duración del ciclo al reducir los tiempos de sedimentación desde una hora a algunos minutos. El cultivo de gránulos aerobios se basa en la selección de los microorganismos que tienen rápida capacidad de sedimentación en comparación de los floculentos de lenta sedimentación. El tiempo de sedimentación es ajustado de tal manera que los flóculos indeseados sean arrastrados por el efluente (de Kreuk et al., 2006).

Los mecanismos que influyen sobre los procesos de granulación, especialmente en los gránulos aerobios, solo se conocen de manera superficial. Lo más probable es que la granulación se deba a medios compactos o biopelículas. Ha sido demostrado que las propiedades superficiales fisicoquímicas de las células son factores decisivos en la formación de biopelículas y gránulos (de Kreuk et al., 2006).

Algunos trabajos previos indican que los procesos de granulación aerobia no se limitan a algunas especies de bacterias y sí a las condiciones en las que se cultivan los gránulos (Tay et al., 2002). Trabajos más recientes muestran evidencia que la presión de selección (microbiana) es el factor más importante que influencia la formación de gránulos aerobios (McSwain et al., 2004; Quin et al., 2004a, b; Hu et al., 2005; Liu et al., 2005; Wang et al. 2005).

La formación de gránulos dependen de varios factores de operación y ambientales. Algunos factores son: composición del agua residual, la velocidad de sedimentación del lodo, la presencia de nutrientes esenciales, pH, alcalinidad, temperatura y los parámetros de control del reactor (Tay et al., 2002).

Los polímeros extracelulares representan un factor primordial para la formación de gránulos, ya que facilitan la agregación de microorganismos en biomasa de forma granular, como las biopelículas, y mantienen la estructura integral de los agregados (Tay et al., 2004).

Para poder aplicar la tecnología de gránulos aerobios a gran escala, se tiene que comprender las condiciones más importantes para la formación de gránulos (de Kreuk y van Loosdrecht et. al., 2004). Tay et al., (2006) afirman que los agregados multicelulares se pueden obtener cuando se dan las siguientes condiciones en el sistema:

1. Agregación por fuerzas hidrofóbicas, interacción electrostática o puentes salinos;
2. Pérdida de polisacáridos o matrices inorgánicas (por ejemplo, hidróxido de hierro), enlaces químicos, enlaces de hidrógeno o interacciones hidrofóbicas;
3. Formación de mycelia, la cual es una red ramificada de células filamentosas;
4. Matriz polisacárida con marco filamentoso;
5. Desarrollo de una envoltura orgánica (polisacáridos, proteínas) o de origen inorgánica (hidróxido de hierro, sílica, carbonato de calcio);
6. Desarrollo de una envoltura ("piel" del agregado microbiano) constituida por células muertas.

1.5.1 Composición del sustrato

Los gránulos aerobios pueden crecer en un reactor discontinuo con una gran gama de sustratos orgánicos, incluyendo glucosa, acetato, etanol, fenoles, aguas residuales ricas en partículas orgánicas, aguas residuales del procesado de soya y en aguas residuales municipales (Morgenroth et al., 1997; Beun et al., 1999; Peng et al., 1999; Jiang et al., 2002; Tay et al 2002a; Liu et al., 2003; Pan, 2003; Arrojo et al., 2004; Schwarzenbeck et al., 2004; Su & Yu, 2005). Experimentos anteriores muestran que una alimentación con glucosa, como sustrato, los gránulos aerobios obtenidos son más filamentosos en su estructura, mientras que si se alimenta con acetato no se observan filamentos y la estructura microbiana es más compacta.

Esto indica que la formación de los gránulos aerobios es un proceso dependiente o sensible a las características del agua residual, algunas evidencias muestran que la estructura microbiana y la diversidad de los agregados celulares maduros esta muy relacionada con el tipo de sustrato usado (Tay et al., 2001a, 2002b; Liu et al., 2003).

1.5.2 Carga orgánica

La evidencia acumulada muestra que los gránulos aerobios se puede obtener en un rango de carga orgánica de 2.5 a 15.0 kgDQO/m³·d (Moy et al., 2002; Liu et al., 2003), mientras que la nitrificación por gránulos se puede obtener en un amplio rango de cargas de amonio (Yang et al., 2003, 2004; Tsuneda et al., 2004; Quin et al., 2004c). La granulación aerobia en un reactor discontinuo es independiente de la concentración del sustrato, pero el comportamiento cinético de los gránulos aerobios esta relacionado a la carga de sustrato aplicada (Moy et al., 2002; Liu et al., 2003). Se ha reconocido que para la formación de gránulos aerobios la carga orgánica es insignificante, pero afecta en las características físicas. El tamaño aumenta al incrementar la carga orgánica, así como, la gravedad específica o densidad relativa, porosidad, la velocidad de sedimentación y la densidad de biomasa seca (Liu et al., 2004).

1.5.3 Tiempo de residencia hidráulico

En un reactor discontinuo el tiempo de residencia hidráulico (TRH) sirve para seleccionar la comunidad microbiana en el sistema. Un TRH muy bajo puede suprimir el crecimiento de los sólidos suspendidos debido a la frecuencia

de drenado del material suspendido, en un reactor discontinuo con tiempos extremadamente cortos se ha observado la pérdida de lodos, debido a que las bacterias no tienen el tiempo suficiente para reproducirse, esto puede llevar a que el sistema colapse y no se puedan formar gránulos. Por lo tanto el TRH no debe de ser tan corto como para suprimir el crecimiento de microorganismos, pero debe ser lo suficientemente largo para que estos puedan reproducirse y aglomerarse (Liu et al., 2004).

1.5.4 Tiempo de retención celular

El tiempo de retención celular, también llamado edad del lodo, es uno de los parámetros de diseño en procesos de lodos activados en continuo. En la mayoría de los experimentos realizados hasta la fecha, la pérdida de lodos en un reactor discontinuo es inadvertida debido a los tiempos cortos de sedimentación y el tiempo de retención celular algunas veces puede ser obtenido por medio de los lodos que salen en el efluente. Se sabe que la pérdida de lodos en un reactor discontinuo afectará la formación y la estabilidad de los gránulos (McSwain, 2005). Pan (2003) investigó el papel del tiempo de retención celular en la granulación aerobia, encontró que los lodos con 20 días de edad o mayores son favorables para la formación y mantenimiento de gránulos aerobios estables con buena sedimentación.

La habilidad de cultivar y retener biomasa asentada en forma de gránulos aerobios en un reactor discontinuo se logra teniendo una alta concentración de sólidos suspendidos volátiles en el licor de mezcla (SSVLM) y una concentración baja de sólidos suspendidos en el efluente del reactor. Esto se atribuye a una carga orgánica moderada, la carga orgánica es un parámetro de operación significativa que influye en la ecología microbiana y en el procesos de granulación (Tay et al., 2004).

1.5.5 Tiempo de sedimentación

En una columna que opere como reactor discontinuo, el agua residual es tratada exitosamente en ciclos de unas cuantas horas. Al fin de cada ciclo la biomasa asentada toma lugar en el fondo de la columna antes de que se drene el reactor, el lodo que no pudo sedimentar con el tiempo de sedimentación de operación es sacado del sistema. Básicamente con un tiempo de

sedimentación corto se selecciona la biomasa de rápida sedimentación. El tiempo de sedimentación es una presión de selección más a la comunidad microbiana (Tay et al., 2006).

Qin et al. (2004a,b) estudiaron el efecto del tiempo de sedimentación en la granulación aerobia en un reactor discontinuo y encontraron que los gránulos aerobios son cultivados de manera exitosa y se vuelven dominantes en el sistema solo si el reactor discontinuo es operado con tiempos de sedimentación menores de 5 minutos, mientras que en tiempos más largos se observa una mezcla de gránulos y lodo suspendido. En la granulación aerobia se ha empleado comúnmente un tiempo de sedimentación corto para favorecer la granulación aerobia en un reactor discontinuo (Jiang et al., 2002; Lin et al., 2003; Liu et al., 2003, 2005; Yang et al., 2003; McSwain et al., 2004; Hu et al., 2005). Es un hecho que con tiempos de sedimentación largos los flóculos con poca velocidad de sedimentación no pueden ser evacuados efectivamente del sistema, creando una competencia con la biomasa que forman los gránulos. Como resultado la granulación aerobia en un reactor discontinuo puede fallar con tiempos de sedimentación largos, el tiempo de sedimentación es un factor decisivo para la formación de gránulos aerobios en un reactor discontinuo (Tay et al., 2006).

1.5.6 Velocidad de sedimentación crítica

Uno de los principales criterios de diseño de reactores discontinuos se basa en considerar que los gránulos se forman si los flóculos de baja densidad son evacuados con el agua tratada al final de cada ciclo. Esto se logra ajustando la operación del reactor para permitir muy bajos tiempos de sedimentación al final del ciclo y así permitir que solamente los gránulos más pesados lleguen al fondo antes de ser evacuada el agua tratada. Entonces se considera como principal variable de operación el tiempo de sedimentación (Beun et al., 1999).

La selección de gránulos de la mezcla de biomasa en un reactor discontinuo se basa en la velocidad de sedimentación entre los gránulos (biomasa con rápido asentamiento) y los filamentos ó floculos (biomasa con menor velocidad de sedimentación). El tiempo de sedimentación se escoge a

partir de las partículas que tiene una velocidad de sedimentación mayor a 10 m/h, las cuales son retenidas eficientemente en el reactor, el resto de la biomasa que no tiene la velocidad de sedimentación tan rápida sale junto con el efluente del reactor (de Kreuk y Loosdrecht, 2001). Otros autores afirman que la velocidad de sedimentación de gránulos aerobios se encuentra en el rango de 22 a 60 m/h. (Wang y Linlin, 2003).

1.5.7 Cociente de intercambio de volumen

El cociente de intercambio de volumen en un reactor discontinuo está definido por el volumen de líquido drenado del reactor al final de tiempo de sedimentación entre el volumen total del reactor. Wang (2005) estudió la granulación aerobia en un reactor discontinuo operado con diferentes cocientes de intercambio de volumen (20–80 %), mientras que el tiempo de sedimentación se mantuvo constante a 5 minutos. La fracción total de gránulos aerobios con respecto al total de biomasa esta ligada proporcionalmente al cociente de intercambio de volumen. Solo en reactores discontinuos operados con un cociente de intercambio alto, del 60 y 80%, donde los gránulos aerobios son dominantes, se observa una mezcla de gránulos aerobios y de floculos suspendidos, en cambio, a cocientes de intercambio de volumen bajos de 20 y 40 % se obtiene exitosamente gránulos aerobios. Sin embargo, Zhu y Wilderer (2003) obtuvieron exitosamente gránulos aerobios con un cociente de intercambio de volumen del 75%. Estas evidencias experimentales demuestran que la formación de gránulos aerobios es dependiente del cociente de intercambio de volumen en un reactor discontinuo (Tay et al., 2006).

1.5.8 Condiciones alternadas de abundancia y carencia de sustrato

Establecer ciclos de carencia y abundancia de sustrato (alimentando intermitentemente el reactor) mejora la sedimentación de los lodos activados (Bossier, 1996). En las plantas de tratamiento convencionales donde el agua residual no solamente contiene materia orgánica, pero se considera mayor al 50 %, esta se puede encontrar en forma de partículas coloidales. Cuando se mezcla el agua residual con el lodo activado, la materia orgánica en forma de

coloide puede ser absorbida por el floculo microbiano. Por otro lado, algunas sustancias en forma particulada pueden facilitar la adhesión.

El cultivo de gránulos aerobios puede lograrse en un reactor discontinuo el cual es operado en ciclos continuos de llenado, reacción, reposo (sedimentación) y vaciado del sobrenadante. En un reactor discontinuo el periodo aerobio de reacción puede dividirse en dos fases: la fase de degradación, donde el sustrato disuelto en el medio es reducido a un mínimo, seguida de una fase aerobia donde no hay sustrato externo. Así los microorganismos en un reactor discontinuo son sometidos a periodos alternados de abundancia a carencia de sustrato, llamada como hambruna periódica. (Tay et. al., 2001). Bajo condiciones alternadas de abundancia y carencia de sustrato las células se vuelven más hidrofóbicas facilitando la agregación microbiana, por ejemplo, la *E. coli* estimula el crecimiento de filamentos fibrosos a bajas temperaturas y con carencia de sustrato. Este ejemplo muestra que los microorganismos tienen la característica de sufrir cambios en la superficie celular al enfrentarse con la ausencia de sustrato (Bossier & Verstraete, 1996; Tay et al., 2001; Liu et al., 2004a). Las *Pseudomonas* responden a la carencia de sustrato excretando polímeros extracelulares neutrales, después de esto, la célula cambia su fisiología nuevamente para favorecer la adhesión. En un ambiente natural con limitación de nutrientes, las células muestran una reducción en su tamaño, esto lo hacen para poder incorporarse bien a la matriz de estos polímeros (Bossier, 1996).

El agotamiento del sustrato es asociado con la agregación o con los cambios de la superficie celular, para favorecer la formación de flóculos o gránulos, en una variedad de circunstancias. Se puede decir que lo que estimula la floculación es el agotamiento de los nutrientes al fin del ciclo en un reactor discontinuo. Cuando el tiempo de hambruna en un reactor discontinuo es reducido de 3 horas a 30 minutos no se observan impactos significativos en los gránulos aerobios (Zhou, 2004).

1.5.9 Oxígeno disuelto, pH y temperatura

La concentración de oxígeno disuelto (OD) es una variable que tiene una influencia directa con la operación de los sistemas aerobios para tratar el agua residual. Los gránulos aerobios se han logrado formar con concentraciones

bajas de OD que van de 0.7 a 1.0 mg/l en un reactor discontinuo (de Kreuk et al., 2006). Por otra parte, se ha logrado el desarrollo de gránulos aerobios con concentraciones de OD mayores a 2mg/l (Tay et al., 2002). Se puede llegar a la conclusión de que la concentración de OD no es una variable decisiva para la formación de gránulos aerobios. Considerando el papel del pH y la temperatura sobre la granulación se ha observado que no afectan estos factores para la formación de gránulos aerobios (Yu Liu et al., 2004).

1.5.10 Tipo de inóculo

Los reactores discontinuos para la obtención de lodo granular se han inoculado con lodo activado convencional. La granulación anaerobia muestra evidencia que las características del inóculo influyen profundamente las propiedades y la formación de los gránulos anaerobios. Los factores mas importantes para determinar la calidad del inóculo para la granulación aerobia depende de las características microscópicas del lodo: sedimentabilidad, propiedades de la superficie de los flóculos (una hidrofobicidad mayor en la superficie y una densidad baja de la carga superficial) y la actividad microbiana. El papel del lodo de inóculo en la granulación aerobia no está del todo clara, algunas investigaciones recientes se han enfocado en este aspecto (Tay et al, 2005a, b)

1.5.11 Predación

Las bacterias que viven en agregados están físicamente más protegidas contra los predadores. Los bacteriófagos no son capaces de alcanzar las bacterias que están dentro del flóculo o gránulo, también los predadores no pueden sacar o alcanzar a las bacterias que viven en matrices de polímeros extracelulares. La pregunta que se debe contestar es, ¿que bacterias son capaces de sentir la presencia de los predadores?, y así poder ajustar su fisiología para la formación de agregados (Bossier, 1996), véase Figura 1.6.

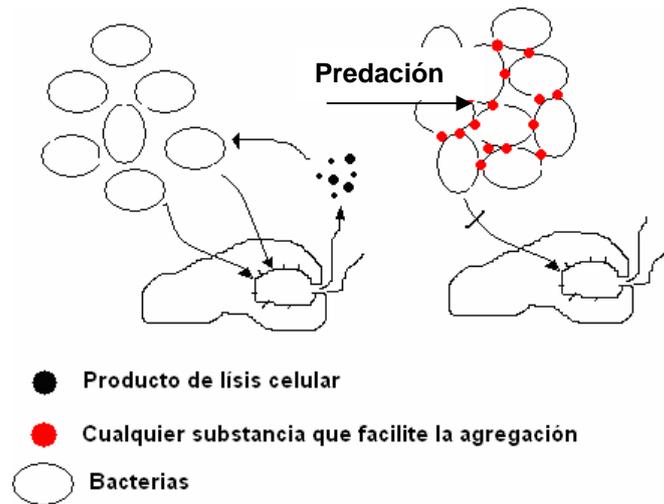


Figura 1.6. Representación esquemática de la agregación por predación
(Bossier, 1996)

1.5.12 Sustancias poliméricas extracelulares

Los polímeros extracelulares pueden ser mediadores de la cohesión y adhesión de las células, juegan un papel crucial en construir y mantener la integridad estructural de las colonias de células inmovilizadas (Fletcher y Floodgate, 1973; Schmidt y Ahring, 1996; Lopes et al., 2000; Liu et al., 2004b; Wang et al., 2005).

Las sustancias poliméricas extracelulares es un material pegajoso que es segregado por la célula y tiene un importante papel en el fenómeno de adhesión en las células, formando matrices estructurales, fisiología microbiana y mejorando la estabilidad del gránulo a largo plazo. (Schmidt y Ahring, 1994; Tay et al., 2001c; Liu et al., 2004b; McSwain et al., 2005). Una alta concentración de polímeros extracelulares puede facilitar la adhesión de las células y aumentar la dureza de los agregados microbianos por la formación de matrices poliméricas. Los procesos biológicos de agregación y adhesión se han relacionado con la acumulación de las sustancias poliméricas extracelulares en forma de material encapsulado y capas periféricas (Costeron et al., 1981; Tay et al., 2001c; Liu et al., 2002). Asumiendo que las sustancias poliméricas extracelulares en los gránulos aerobios crean un puente físico entre bacterias vecinas así como con material particulado entonces todo sedimenta como un agregado (Camarota y Sant'Anna, 1998; Yang et al., 2004; Liu et al., 2004b), además las matrices de polímeros extracelulares que rodean a los agregados bacterianos puede proporcionar sitios disponibles para la atracción

de material orgánico e inorgánico (Yu et al., 2001; Sponza, 2002; Liu et al., 2004b). Las evidencias muestran que la formación de biogránulos es una evolución microbiana en lugar de una agregación aleatoria de microbios suspendidos (El-Mamouni et al., 1995; Fang, 2000; Tay et al., 2001c).

La distribución de las sustancias poliméricas extracelulares en los biogránulos está correlacionada a la evolución microbiana y su distribución durante la formación de los gránulos. Investigaciones muestran que la distribución de las sustancias poliméricas extracelulares debido a la producción de estas sustancias disminuyen conforme aumenta la profundidad de la biopelícula (Zhang y Bishop, 2001), esto puede deberse a que la biomasa pierde la habilidad de producir los polímeros extracelulares en las zonas profundas de la biopelícula, ya que a menor disposición de nutrientes disminuye la actividad microbiana.

1.5.13 Fuerza cortante hidrodinámica

En un reactor discontinuo de columna la fuerza cortante hidrodinámica se debe a la aeración del sistema y puede ser descrita por la velocidad de ascensión del aire. Estudios muestran que una mayor fuerza cortante favorece la formación de gránulos aerobios más densos y compactos, así como una producción de polímeros extracelulares y una buena actividad microbiana (Tay et al., 2001b; Liu y Tay, 2002). Por lo tanto la producción de polímeros extracelulares a altas fuerzas cortantes se puede obtener gránulos aerobios con una estructura más compacta y fuerte.

1.4 Reactores discontinuos

Existen datos históricos que indican que los reactores de llenado y vaciado no son una tecnología reciente ya que se tienen noticia desde 1893 existen experiencias en Inglaterra cuando se iniciaron las primeras investigaciones con los sistemas de lodos activados y que resurgieron en ese mismo país entre 1914 y 1920. Sin embargo, fue hasta las décadas de 1960 y 1970 cuando se dio un resurgimiento de esta tecnología cuando se retomó en Estados Unidos de América (Irvine, 1996)

Los sistemas para tratamiento de aguas residuales mediante procesos de operación discontinua (reactores de “llenado y vaciado”) datan de fines del

siglo XIX. Sin embargo, los sistemas de llenado y vaciado presentan dos dificultades para operación: 1) el manejo de válvulas para desviar el agua residual de un tanque a otro y 2) la atención requerida para iniciar las distintas etapas en cada ciclo de tratamiento. Con la experiencia obtenida en campo tanto como en laboratorio se dio origen a la utilización de los procesos de lodos activados con flujo continuo.

Los reactores discontinuos resurgen a principios de los años setentas. Con la ventaja de que el proceso discontinuo la regularización, aireación y sedimentación toma lugar dentro de un solo tanque a lo largo de una secuencia de tiempo.

1.6.1 Forma de operación – ciclos y fases

Para eliminar solamente el material carbonoso de las aguas residuales se tiene una secuencia simple de llenado seguida por reacción aireada completamente mezclada, un periodo de reposo y finalmente la decantación del efluente clarificado. La forma del tanque puede ser circular o rectangular.

El reactor de operación discontinua es un sistema de lodos activados que tiene como objetivo principal la remoción de material carbonoso. Aunada a la capacidad para eliminación de carbono y fósforo, los reactores de operación discontinua pueden ser diseñados para eliminar también nitrógeno (Wilderer et al., 2001). Las fases de un reactor discontinuo son, ver figura 1.7:

1) Llenado. Antes de entrar al reactor discontinuo, el agua residual debe someterse a un pretratamiento para la separación de sólidos grandes y arenas, el llenado inicia después de que concluye la decantación del sobrenadante clarificado del ciclo anterior. El volumen de llenado como fracción del volumen total puede ser tan pequeña como el 20 % ó mayor al 75 %, esto depende de las características del agua residual y de la carga orgánica aplicada.

2) Reacción. Una vez que concluye el llenado, el volumen contenido en el reactor se somete a condiciones de mezcla total con o sin aplicación de aire para llevar a cabo la oxidación biológica del material orgánico o las reacciones biológicas requeridas.

3) Sedimentación. Al terminar el tratamiento biológico del agua residual se detienen los mecanismos de mezclado y aireación para que el tanque de lodos

activados adopte la función de un sedimentador secundario. En esta función debe remarcar las ventajas de: a) lograr un periodo de reposo sin perturbaciones porque no hay entradas ni salidas de agua, b) proporcionar un volumen mucho mayor que el del tanque sedimentador y c) controlar el tiempo de sedimentación para evitar la formación de gas que arrastra sólidos del fondo hacia la superficie.

4) Decantación. Al sedimentar la biomasa se procede a decantar el sobrenadante clarificado. Para esta operación lo ideal es la extracción a nivel superficie a medida que baja el nivel de agua mediante un sistema de flotación, sin embargo, la salida puede estar ubicada a una altura fija calculada por encima del nivel de lodos sedimentados.

5) Estacionario. Al terminar la decantación el reactor se puede dejar en un tiempo estacionario en el cual no se tienen operaciones mecánicas en el sistema.

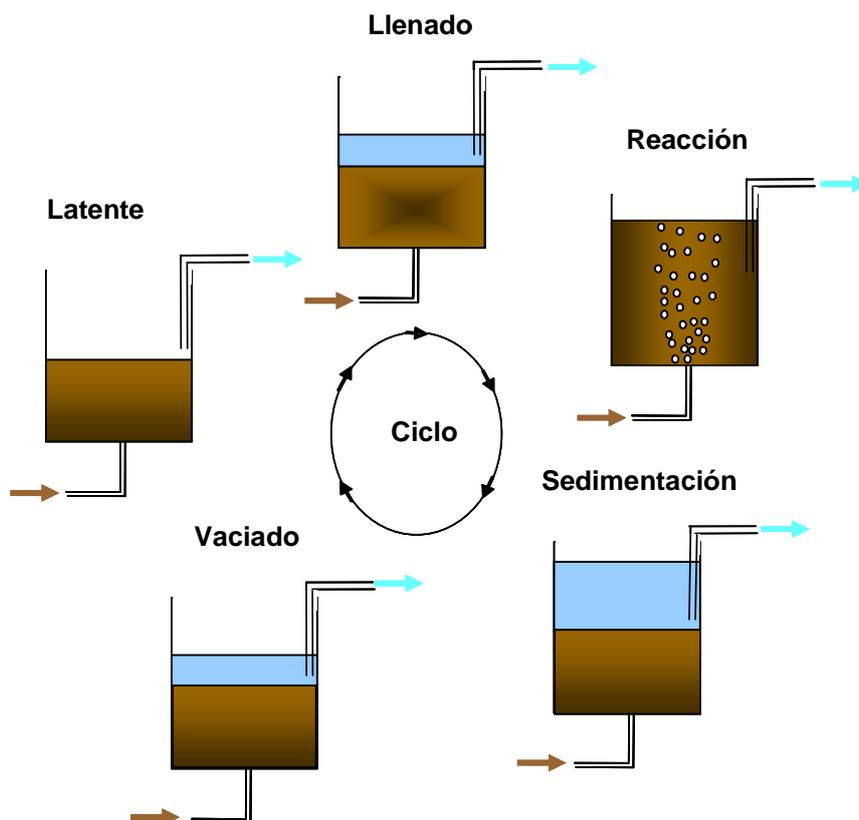


Figura 1.7. Diagrama de operación básica de un reactor discontinuo

1.4.2 Ventajas de los reactores discontinuos

Algunos autores reportan que los reactores discontinuos presentan algunas ventajas en su operación (Arora, 1985):

- Flexibilidad para ajustar las condiciones de operación tales como la carga orgánica, la concentración de oxígeno disuelto en el reactor y la edad de los lodos.
- No se requiere tanque de sedimentación secundaria, ya que la sedimentación se lleva a cabo en el mismo reactor.
- Permiten el tratamiento de aguas residuales con concentraciones medianas a altas, entre 500 y 3000 mgDBO/l, gracias a la facilidad que tienen para ajustar los tiempos de reacción y diluir el agua residual de entrada.
- No requieren recirculación de lodos activados, ya que éste siempre está presente en el reactor.
- Puede funcionar como tanque de igualación, ya que tolera caudales extraordinarios.
- Es posible tratar una mayor cantidad de DBO (sustrato) por unidad de tiempo que en un sistema de lodos activados convencional.

Capítulo 2

2. Objetivos

2.1 Problemática

En la sociedad actual es un imperativo restaurar la calidad del agua usada y descargada por las industrias, así como por uso urbano y doméstico, para la protección del medio ambiente. Todas las posibilidades para encontrar tratamientos económicos y prácticos deben ser consideradas, en particular los tratamientos biológicos, por la capacidad de biodegradar los compuestos contaminantes.

El desempeño de los sistemas biológicos para el tratamiento de aguas residuales depende de manera significativa de:

- Concentraciones de biomasa activa en el reactor
- Tasa de degradación de contaminantes
- Configuración de reactores
- Cargas hidráulica y orgánica
- Oxígeno disuelto

Para el caso del sistema convencional de lodos activados la separación eficiente de los sólidos en el sedimentador secundario representa un factor decisivo en su diseño y operación. Se sabe que la eficiencia de la separación de los sólidos en suspensión esta relacionada, de manera inversa, con la concentración de microorganismos en el tanque de aireación (Kiely, 1997). La investigación sobre granulación aerobia ha demostrado que la aglomeración de los microorganismos en forma granular puede resolver problemas técnicos y tecnológicos. Es un hecho que los gránulos aerobios cultivados en reactores discontinuos presentan una excelente capacidad de sedimentación lográndose una separación líquido-sólidos (de Kreuk et al., 2006).

2.2 Hipótesis

Las poblaciones bacterianas tienden a colonizar un sistema de lodos activados en forma granular, con gránulos estables, cuando se combinan la tasa de crecimiento y la velocidad de sedimentación.

2.3 Objetivo

El objetivo principal de este trabajo es determinar la estabilidad de la biomasa en un reactor discontinuo cuando es colonizado en forma de gránulos aerobios cuando se limita el tiempo para sedimentación de sólidos.

2.3.1 Objetivos secundarios

- Inducir la granulación aerobia disminuyendo el tiempo de sedimentación en un reactor discontinuo con respecto a un reactor discontinuo de lodos activados.
- Comparar la eficiencia de remoción de materia orgánica en un reactor discontinuo con biomasa en forma de gránulos con respecto a un reactor discontinuo de lodos activados.
- Medir la estabilidad del gránulo mediante el coeficiente de integridad, la densidad y la velocidad de sedimentación de los gránulos formados.

2.3.2. Alcances

- Uso de agua sintética para disminuir incertidumbre por la variación de características del agua cruda.
- Auto selección de colonias que granulen para propiciar una rápida sedimentación mediante la aplicación de tiempos de reposo cortos.
- Obtener un gránulo aerobio confinado y estable para su mejor manejo en el tratado de aguas residuales.

Capítulo 3

3. Metodología experimental

3.1 *Materiales*

El desarrollo científico y el experimento del presente trabajo se desarrollaron en el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México. Para ello se acondicionaron dos reactores denominados R_1 y R_2 a escala de laboratorio que operaron bajo la modalidad de reactores de flujo discontinuo, los cuales se alimentaron con agua sintética. En el reactor R_1 se formaron gránulos y en el reactor R_2 se formaron flóculos para su comparación.

3.1.1 Unidades experimentales

Para realizar la parte experimental se trabajó con dos reactores discontinuos cilíndricos de vidrio, de una altura de 120 cm y 15 cm de diámetro, la altura útil del reactor fue de 100 cm proporcionando un volumen total de 18 L, el volumen de recambio fue de 9 L (50% del volumen total) (de Kreuk, 2006), ver figura 2.1. Como los reactores trabajaron bajo condiciones aerobias, en la parte inferior se les colocó un difusor de burbuja gruesa, a través del cual se suministró aire para el oxígeno y el mezclado del reactor. Para la alimentación de los reactores se ocuparon dos bombas peristálticas de flujo variable para cada reactor, con una se adicionó agua sintética (concentrado) y con la otra, agua potable. Para el vaciado, al reactor R_1 se le acondicionó una bomba centrífuga y al reactor R_2 una bomba peristáltica, ya que trabajaron con tiempo de vaciado distinto.

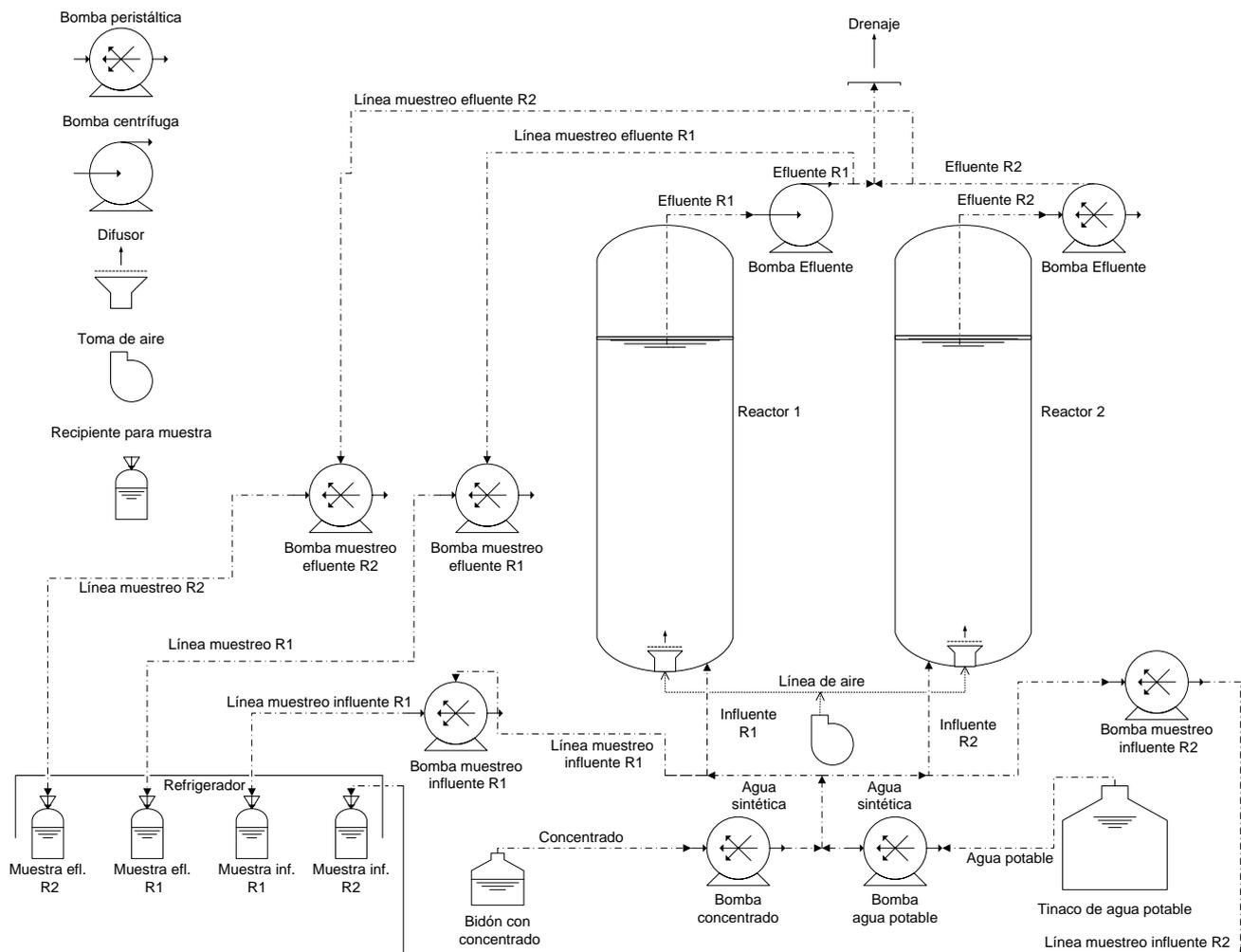


Figura 2.1. Configuración de reactores

3.2 Métodos

3.2.1 Arranque y estabilización del reactor

Para la fase de arranque se inoculó cada reactor con lodos activados de la planta para tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria y se le suministró agua sintética, diluida con agua potable. En esta etapa se propiciaron las condiciones de operación para la aclimatación y reproducción de los microorganismos, se alimentó a cada reactor con una DQO de 166 mg/L, y el tiempo de reposo del reactor R₁ se ajustó a 5 minutos para la fase de estabilización a diferencia del reactor R₂ en que se manejó un tiempo de 30 minutos, proporcional a la operación de un reactor discontinuo convencional de lodos activados. La estabilización del reactor para la carga orgánica definida originalmente fue considerada como el momento en que los datos de análisis indican una remoción constante para cada uno de los reactores, en ese

momento se ajusta la carga orgánica a 0.2 kgDQO/kgSST·d (Kreuk et al., 2004).

3.2.2 Operación de los reactores

La operación de los reactores fue en ciclos de 4 horas, los cuales contenían cinco fases principales: llenado, reacción con aeración, reposo, vaciado y estacionario, con tiempos de 30, 150, 5, 5 y 52 minutos respectivamente para el reactor R₁ y 30, 150, 30, 30 y 0 minutos, respectivamente, para el reactor R₂. En la tabla 3.1 se muestra la operación hidráulica propuesta inicialmente de los reactores. El planteamiento fue que una vez estabilizados los reactores, estos se operaran a una carga orgánica de 0.2 kgDQO/kgSST·d, la concentración propuesta de microorganismos como SST fue de 2500 mg/SST·l para una alimentación de sustrato como DQO de 166 mg/l, en la tabla 2.2 se muestra la operación con respecto a la carga orgánica, microorganismos y sustrato.

Tabla 3.1. Operación hidráulica de los reactores

Reactor	T _{ciclo} (h)	T _{llenado} (min)	T _{reacción} (min)	T _{sedimentación} (min)	T _{vaciado} (min)	T _{latente} (min)
R1	4.0	30	150	5	5	45
R2	4.0	30	150	30	30	0

La velocidad mantenida por el aire durante la reacción fue de 9 m/h, algunos autores manejan valores entre 26 y 130 m/h (McSwain et. al., 2004, Tay y Liu, 2004).

Tabla 3.2. Operación de los reactores

Reactor	CO (kgDQO/kgSST·d)	X (mgSST/l)	S ₀ (mgDQO/l)	n (Ciclos/d)	V _r /V _t (l/l)
R ₁	0.2	2500	166	6	0.5
R ₂	0.2	2500	166	6	0.5

3.2.3 Composición del agua sintética

Como fuente de carbono se utilizó acetato (C₆H₁₂O₆) y proteína vegetal hidrolizada que proporcionaron una DQO al sistema de 83 y 83 mgDQO/l, respectivamente, dando como resultante una DQO total de 166 mgDQO/l. La

relación DQO/N/P fue de 166/8/2, para proporcionar los macro nutrientes necesarios para que los microorganismos desarrollen sus funciones metabólicas y catabólicas sin limitantes. Los micro nutrientes utilizados fueron calcio como cloruro de calcio dihidratado ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), magnesio en forma de sulfato de magnesio eptahidratado ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) y hierro en sulfato de hierro eptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). En la tabla 3.3 se muestra la composición del agua sintética alimentada a ambos reactores.

Tabla 3.3. Composición del agua sintética

Nutrientes	Compuesto	Ecuación	Concentración en el influente (mg/l)	Equivalencia
<i>Macronutrientes</i>				
Carbono	Acetato	$\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2\text{Na} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	184,0	83 mgDQO/l
	Proteína vegetal	*	200,0	83 mgDQO/l
Nitrogeno	Sulfato de amonio	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	39,0	8 mgN/l
Fosforo	Fosfato diácido de potasio	KH_2PO_4	7,4	2 mgP/l
<i>Micronutrientes</i>				
Calcio	Cloruro de calcio dihidratado	$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	7,6	2 mgCa/l
Magnesio	Sulfato de magnesio eptahidratado	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	6,3	0,5 mgMg/l
Hierro	Cloruro férrico	$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	6,0	1 mgFe/l
Zinc	Cloruro de zinc	ZnCl_2	0,021	0,01 mgZn/l
Manganeso	Sulfato de manganeso monohidratado	$\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$	0,21	0,07 mgMn/l
Cobre	Cloruro de cobre	CuCl	0,013	0,008 mgCu/l
Aluminio	Cloruro de aluminio	AlCl_3	0,021	0,004 mgAl/l
Boro	Ácido bórico	H_3BO_3	0,021	0,004 mgB/l
Niquel	Cloruro de niquel	NiCl_2	0,021	0,001 mgNi/l

Fuente: Bishop, 2003 (modificada)

La relación DBO_5/DQO de aguas residuales municipales oscila entre 0.3 a 0.8, si un agua residual tiene un índice DBO_5/DQO igual o mayor a 0.5, esta puede ser tratada fácilmente por un proceso biológico, si el índice DBO_5/DQO es menor que 0.3 es probable que el agua residual contenga compuestos tóxicos y se necesiten microorganismos aclimatados a estos compuestos para llevar a cabo la estabilización (Tchobanoglus y Criters, 2000). El agua sintética que se elaboró en el laboratorio tenía una relación DBO_5/DQO de 0.95 lo que indica que el concentrado es altamente biodegradable. Los índices de tratabilidad biológica de las aguas residuales se muestran en la tabla 3.4.

Tabla 3.4. Tratabilidad del agua residual por proceso biológico (Romero, 1999)

Relación DBO ₅ /DQO	Biodegradabilidad del agua residual
DBO ₅ /DQO > 0.6	Altamente biodegradable
0.3 < DBO ₅ /DQO < 0.6	Biodegradable
DBO ₅ /DQO < 0.3	Difícilmente biodegradable

3.2.4 Muestras y monitoreos

Se realizaron dos tipos de muestreos: puntuales (influyente y efluente) y compuestos para el reactor. Se monitoreó el oxígeno disuelto (para que no sea limitante de degradación), así como el pH (para evitar la inhibición de los microorganismos) y la temperatura para el desarrollo bacteriano. En la tabla 3.4 se muestran los parámetros y las frecuencias de muestreo y monitoreo.

Tabla 3.5. Muestras y monitoreos

	Parámetro	Frecuencia	Tipo
Influyente	DQO	2 Semanales	Puntual
	SST	2 Semanales	
Reactor	SST	2 Semanales	Compuesta 24 h
	pH	1 Semanal	
	Temperatura	1 Semanal	24 h
	OD	1 Semanal	24 h
	IVL	2 Semanales	Puntual
Efluente	DQO	2 Semanales	Compuesta
	SST	2 Semanales	

El monitoreo del oxígeno disuelto y temperatura se llevó a cabo con un medidor YSI-500, el pH se midió con un potenciómetro, los electrodos se introdujeron por debajo de la mitad del reactor, esto para asegurarse que se encontraran siempre sumergidos en el licor mezclado.

3.2.5 Caracterización física de los gránulos

Para obtener la caracterización física de los gránulos aerobios se observaron al microscopio, se determinó el coeficiente de integridad (IC), así como la velocidad de sedimentación de los mismos.

3.2.5.1 Observación al microscopio. El análisis de forma (redondez) y tamaño del gránulo se realizó a través de una observación de imagen, que involucra el uso del estero microscopio (Olympus model SZX9) soportado por Image Pro Plus software (Media Cybernetics, L.P. versión 4.0). También se desarrollo una técnica, figura 3.2, para medir el diámetro aproximado de los gránulos, para elaborar una curva de distribución de tamaños de los gránulos obtenidos.

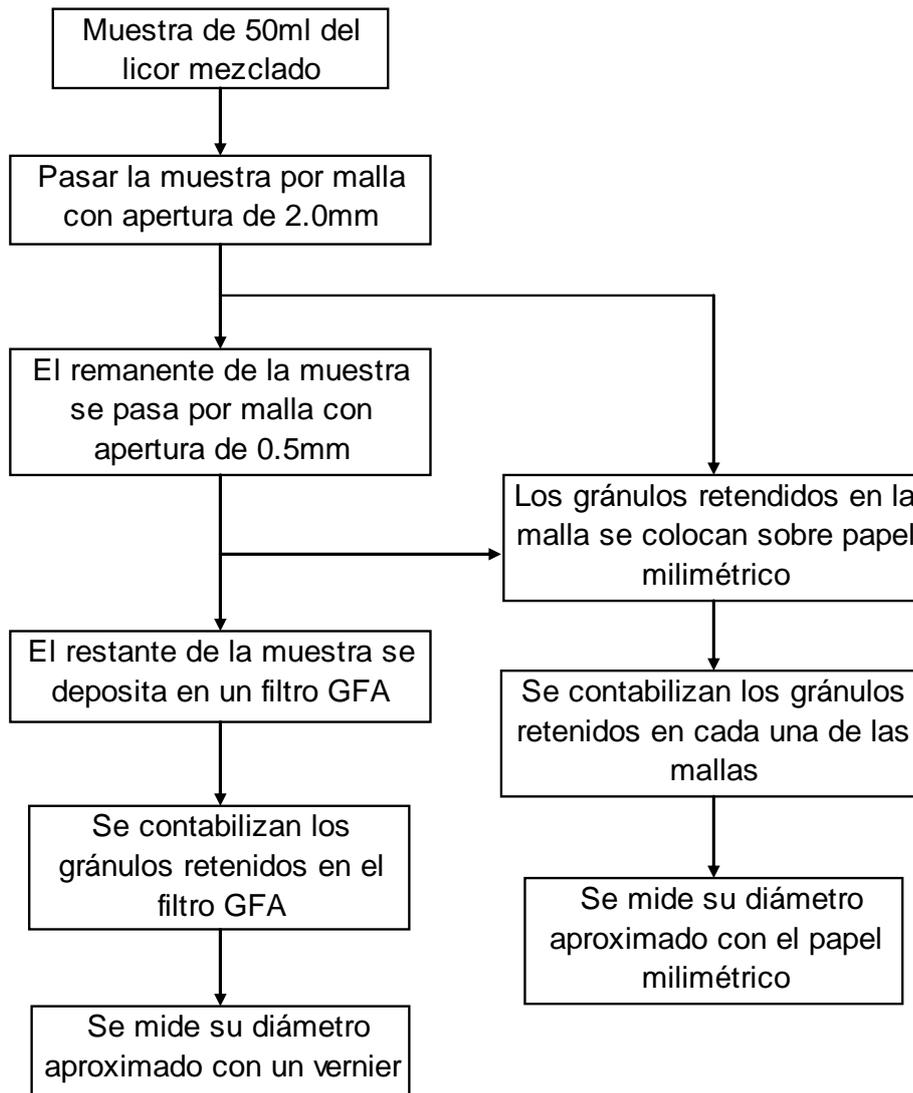


Figura 3.2. Técnica para determinar el tamaño de los gránulos

3.2.5.2 Coeficiente de integridad. Para la determinación de este parámetro se tomó una muestra de diez gránulos aproximadamente del licor de mezcla. El IC es la proporción de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) residuales medidos después de una agitación de 5 minutos a 200 rpm entre el total de SSV en los gránulos antes de la agitación (Tay et al., 2004). Los gránulos con mayor dureza tiene un IC más alto. La técnica utilizada se puede observar en la figura 3.3.

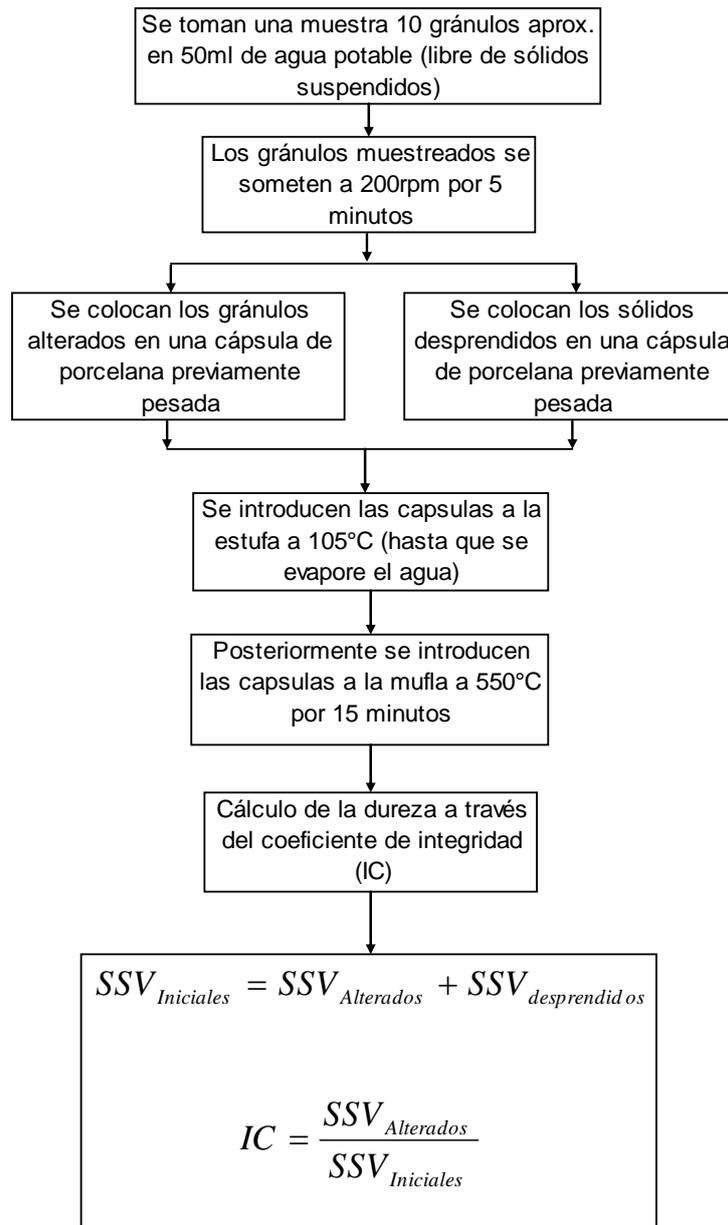


Figura 3.3. Técnica para determinar la dureza de los gránulos a través del coeficiente de integridad (IC)

3.2.5.3 Velocidad de sedimentación. Este parámetro se obtiene al colocar una muestra puntual de 100 ml del licor de mezcla en una probeta de 100 ml, la cual tiene que estar completamente mezclada, se toma el tiempo que tarda en sedimentar toda la biomasa que se encuentra en el sistema de medición así como el tiempo necesario para que sedimente un gránulo aerobio.

Capítulo 4

4 Resultados

Los resultados que se muestran a continuación fueron obtenidos a lo largo de 239 y 26 días de experimentación para el reactor uno y el reactor dos, respectivamente.

4.1 Mediciones del Oxígeno Disuelto

El monitoreo de oxígeno disuelto se llevó acabo con una medidor YSI-500, este se colocó en el reactor uno a una altura de 30 cm (tomando como cero la base del reactor) para que el sensor siempre se encontrara sumergido.

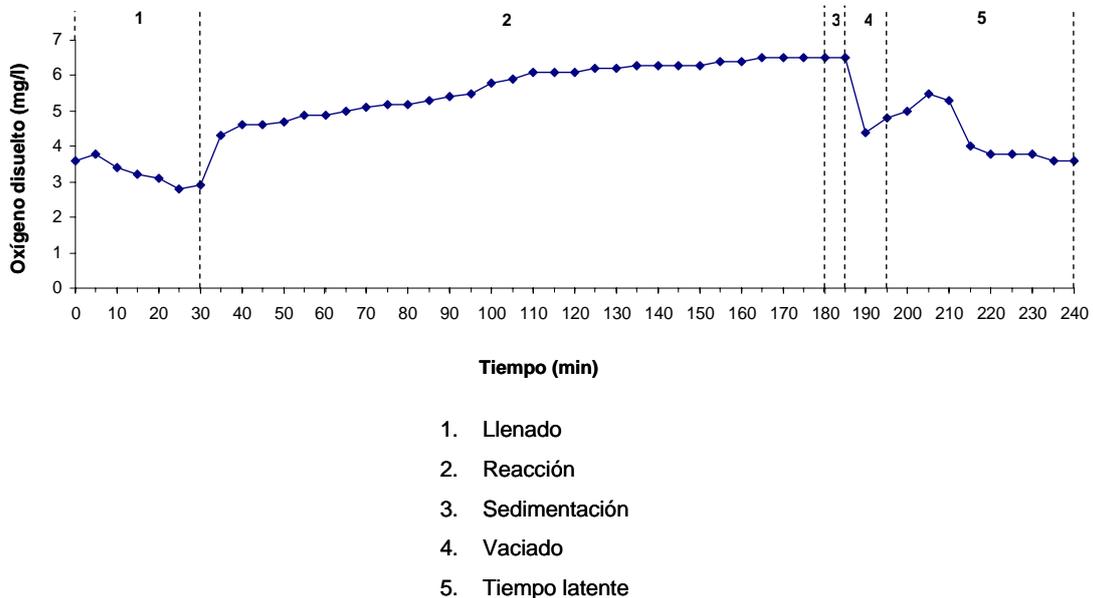


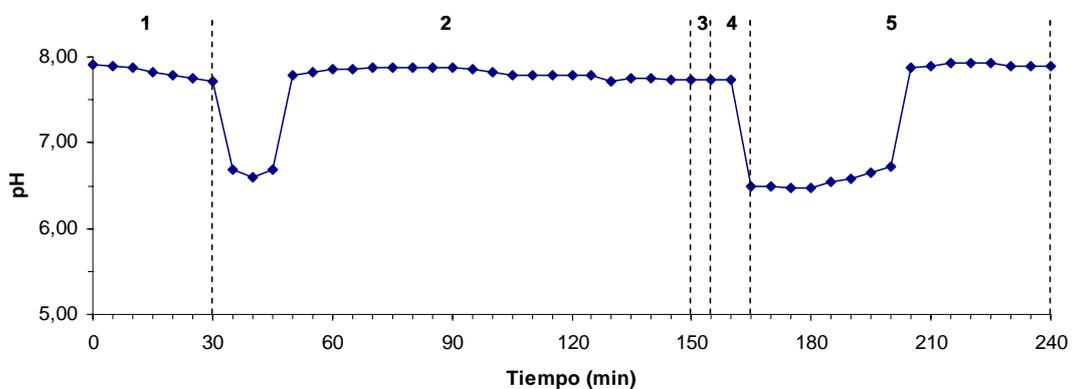
Figura 4.1. Medición del oxígeno disuelto en el reactor uno

En la figura 4.1 se puede observar el comportamiento del oxígeno disuelto durante un ciclo en el reactor uno. En los primero 30 minutos, correspondientes al llenado (1), se puede ver un descenso de 0.7 mgOD/l al

presentarse una disminución del oxígeno remanente de 3.6 a 2.9 mgOD/l, esto ocurre debido a que se está alimentando agua sintética (concentrado), por lo tanto se asume que empieza el consumo o absorción. Posteriormente comienza la reacción (2), etapa en la cual se suministra oxígeno por medio de un difusor de burbuja gruesa, que proporciona el mezclado y el oxígeno necesario para que las bacterias puedan llevar acabo la degradación del material carbonoso del concentrado, finalmente, la lectura al término de esta fase fue de 6.5 mgOD/l. En la fase de sedimentación (3), cuya duración es de cinco minutos, el oxígeno disuelto se mantiene constante. Durante los 10 minutos del vaciado (4) el oxígeno disuelto disminuyó de 6.5 a 4.8 mg/l. Por último en la fase estacionaria (5) la concentración de oxígeno disuelto aumenta hasta alcanzar el valor de 5.5 mg/l y de ahí baja hasta 3.6 mg/l, permaneciendo constante hasta el fin de la fase y el ciclo.

4.2 Monitoreo del pH y temperatura

Al pH se le dio seguimiento durante 24 horas, en la figura 4.2 se muestra el promedio por ciclo de las lecturas obtenidas durante este periodo de tiempo.



1. Llenado
2. Reacción
3. Sedimentación
4. Vaciado
5. Tiempo latente

Figura 4.2. Promedio del pH durante un ciclo

En los primero 30 minutos, correspondientes al llenado (1), se puede ver una disminución ligera del pH en el reactor de 7.9 a 7.7 unidades de pH, esto se puede atribuir a que se esta a alimentando el reactor con el concentrado. Posteriormente comienza la reacción (2), en los primero 15 minutos de esta fase se observa una disminución del pH de una unidad de pH, esto se puede atribuir a la sensibilidad del electrodo y la turbulencia ocasionada por las burbujas de aire, después de estos 15 minutos el pH se eleva hasta 7.8 manteniéndose constante hasta el término de esta fase. En la etapa de sedimentación (3), cuya duración es de cinco minutos el pH se mantiene casi constante. Durante los 10 minutos del vaciado (4) el pH disminuye 1.3 unidades de pH alcanzado un valor mínimo de 6.5. Por último en la fase estacionaria (5) durante los primero 35 minutos el pH se mantuvo alrededor de 6.6 y en los últimos 17 minutos el pH se estabilizó en 7.9 unidades.

La temperatura se monitoreó durante 24 horas, en la figura 3.3 se observa el comportamiento diario y se diferencia cada ciclo con líneas punteadas. Se puede observar que durante los ciclos de la noche se tomaron las lecturas más bajas de hasta 18.5 °C y teniendo como temperatura máxima 20 °C en todos los ciclos.

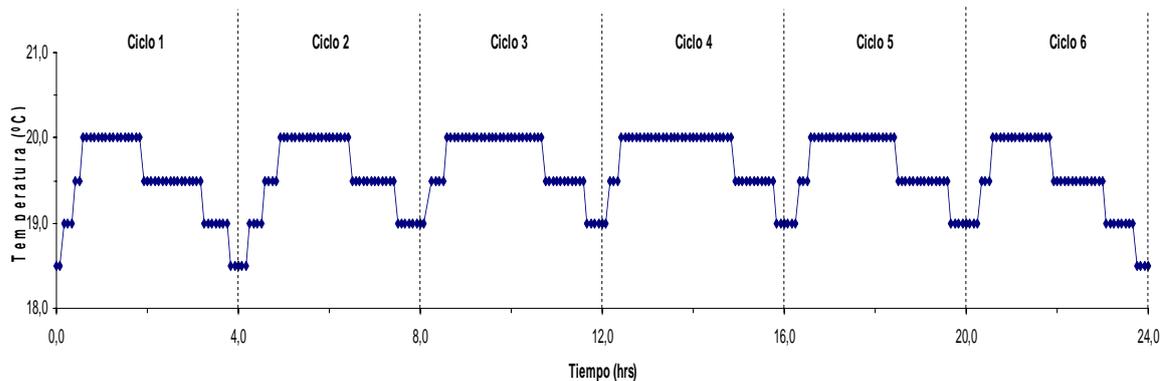
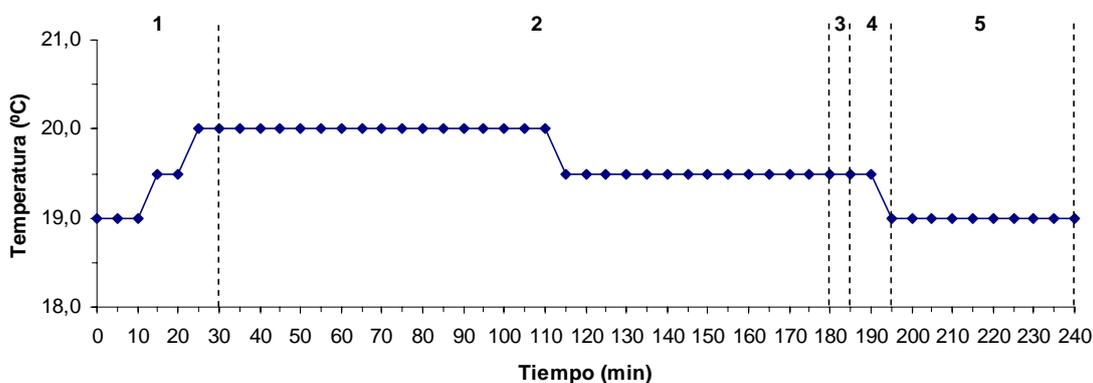


Figura 4.3. Medición de la temperatura durante 24 horas

En la figura 4.4 se muestra la temperatura promedio durante un ciclo. La temperatura inicial del reactor al inicio del ciclo es de 19°C, la cual aumenta un grado centígrado durante el llenado (1), debido a que se suministra el agua potable a 27 °C. En la fase de reacción (2) la temperatura se mantiene en 20 °C

durante los primeros 80 minutos, posteriormente esta disminuye medio grado centígrado y se mantiene así hasta el término de la reacción. Durante los 5 minutos de sedimentación la temperatura se mantiene en 19.5 °C. En el vaciado (3) la temperatura alcanza el mínimo de 19 °C y se mantiene constante hasta el fin del ciclo.



1. Llenado
2. Reacción
3. Sedimentación
4. Vaciado
5. Tiempo latente

Figura 4.4. Temperatura promedio durante un ciclo

4.3 Análisis de la DQO en el influente, SST en el Licor Mezclado y la Carga Orgánica en el reactor uno

En la figura 4.5 se muestran los valores de la demanda química de oxígeno soluble (DQOs) en el influente, los SSTLM y la carga orgánica, con el fin de realizar un análisis conjunto del comportamiento de estos parámetros durante el periodo experimental en el reactor uno.

En los primeros cien días de experimentación se llevó a cabo el arranque del reactor uno, esto debido a que la concentración de los sólidos suspendidos totales en el licor mezclado era baja, sin embargo, se obtuvieron gránulos al día 58. Una vez que se alcanzaron los 200 mgSST/l se optó por ajustar la carga orgánica del diseño experimental (0.2 kgDQO/kgSST d). Una vez ajustada la carga orgánica se observó que los sólidos suspendidos totales aumentaban a una rapidez muy lenta, por lo que se aumentó la DQO del influente a la del diseño experimental (166 mgDQO/l). La carga orgánica osciló entre 1.0 y 1.2

kgDQO/kgSST d, se mantuvo así durante los siguientes 80 días y de nuevo se observó que los sólidos suspendidos aumentaban muy lentamente, esto probablemente a que existía una competencia por el sustrato entre la biomasa adherida (biopelícula), la cual se observó en las paredes del reactor, y la biomasa en suspensión (gránulos). Se decidió aumentar la DQO hasta 300 mgDQO/l, logrando disminuir la cargas orgánicas desde 1.7 kgDQO/kgSST d hasta 0.8 kgDQO/kgSST d, éste último correspondiente a la carga orgánica más baja que se presentó una vez que los sólidos suspendidos totales en el licor mezclado aumentaron considerablemente al final de la etapa experimental. Esto probablemente a que se hizo una modificación en el tubo del influente del reactor uno, para que el sustrato entrara en contacto directo con la biomasa suspendida durante la fase de llenado. La concentración de los sólidos suspendidos totales en el licor mezclado alcanzó un máximo de 1100 mgSST/l.

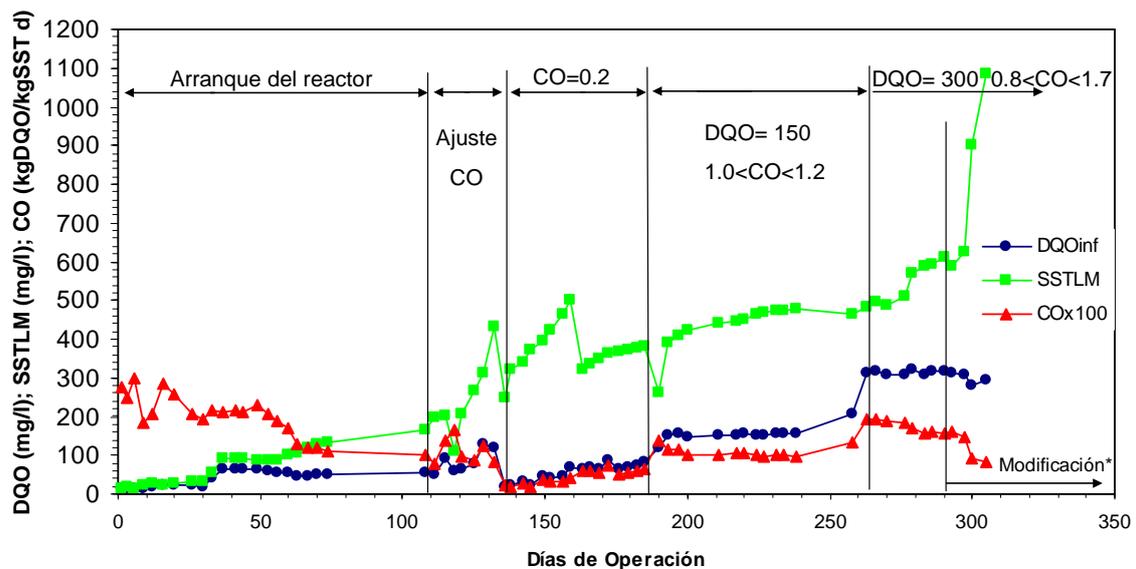


Figura 4.5. Comportamiento de la DQO, de los SSTLM y de la CO en el R₁

* La modificación consistió en el tubo del influente descargara en la zona de sólidos sedimentados, para que durante la fase de llenado el sustrato entrara en contacto con la biomasa.

4.4 Demanda química de oxígeno disuelto (DQOs)

La demanda química de oxígeno se obtuvo dos veces por semana durante el periodo experimental para el reactor uno y dos, con estas determinaciones se obtuvieron las figuras 4.6 y 4.7, respectivamente, donde se

muestran los valores de DQOs soluble en mg/l que se registraron en el influente y en el efluente para ambos reactores. En este experimento se tomó como referencia la DQOs debido a que se empleó agua sintética, la cual contiene prácticamente material disuelto y no particulado, por la misma razón las determinaciones de DQO en el efluente fueron de este mismo tipo, para eliminar la interferencia que pudieran ocasionar los sólidos que se encontraran en este.

4.4.1 Comportamiento de la DQOs en el reactor uno

En la figura 4.6 se puede observar que durante los primeros 30 días de experimentación la DQOs soluble se encuentra en un rango de 15 a 25 mg/l la cual se consideró muy baja, la DQOs en el efluente se encontraba alrededor de 5 mg/l, por lo cual se optó por aumentarla hasta 60 mg/l, ya que el crecimiento de los microorganismos no era el deseado, ver figura 4.8. La DQOs se mantuvo entre 60 y 70 mg/l durante los siguientes 80 días, en los cuales se observó un crecimiento de los microorganismos, pero aún por debajo del deseado. En este periodo la DQOs del efluente osciló entre los valores de 15 y 20 mg/l. Se fijó la carga orgánica de diseño (0.2 kgDQO/kgSST d), debido a que el tiempo de retención celular se registró por debajo de los 10 días en los días anteriores, ver figura 4.13. Entre los días 135 y 166 se decidió aumentar la DQOs a la entrada del sistema, una vez que se incrementaron la remoción de esta y los sólidos suspendidos en el reactor, tratando de mantener la carga orgánica de diseño. Sin embargo, debido a que la concentración de la biomasa en el reactor no aumentaba como se esperaba, en el día 193 se optó por incrementar a 150mg/l la DQO en el influente, lo cual ocasionó que los gránulos presentaran un color café claro y que desarrollaran filamentos en su superficie ver figura 4.18. Al aumentar la DQO se observó una mayor competencia por el sustrato entre la biomasa suspendida (gránulos) y la biomasa adherida (biopelícula), esta última, desarrollándose en las paredes del reactor. El día 263 se volvió a aumentar la DQOs en el influente, en esta ocasión a 300 mg/l, obteniendo una DQOs en el efluente entre 90 y 55 mg/l, reportándose la mas baja en el día 305, cuando se disponía de una concentración de sólidos suspendidos totales en el reactor de 1100 mg/l.

La bibliografía reporta DQOs de 500 (Linlin, et al., 2005) y 600 mg/l (de Burin et. al., 2004), entre otras. También se tienen registros de otros autores utilizando DQO altas, las cuales simulan un agua residual industrial, como las de Schwarzenbeck (2004) e Inizian (2003), empleando DQO de 1700 y de 4000 mg/l respectivamente.

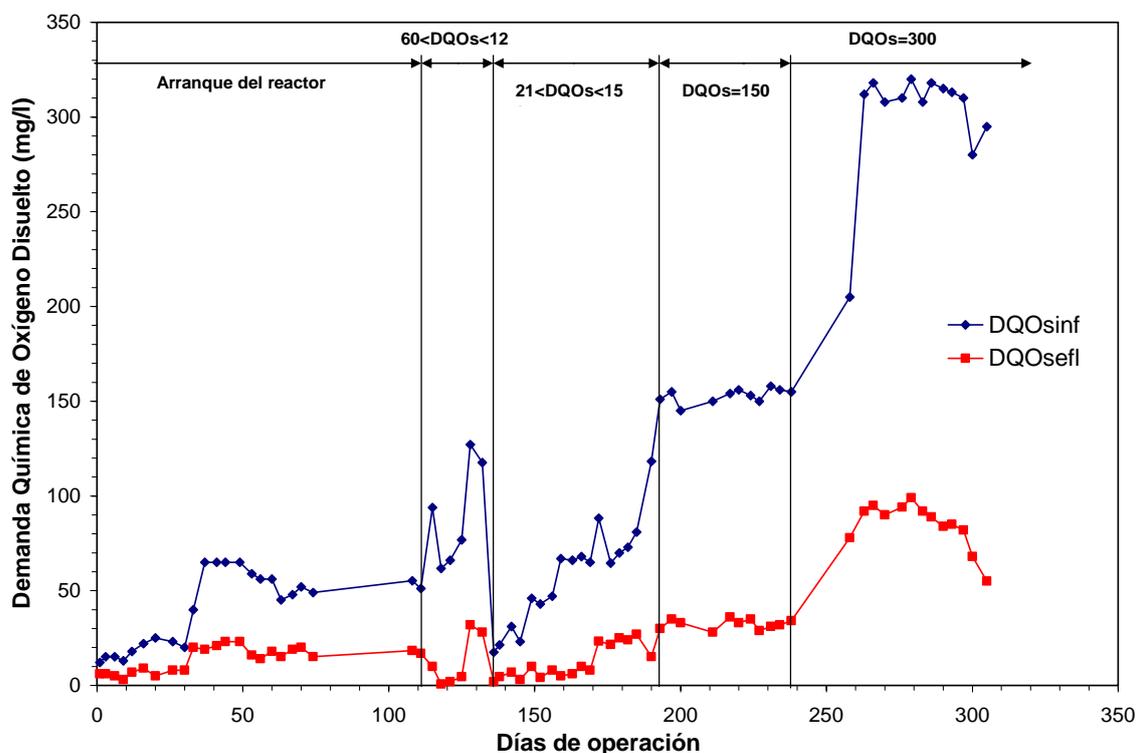


Figura 4.6. Comportamiento de DQOs en el R₁ durante el periodo experimental

4.4.2 Comportamiento de la DQOs en el reactor dos

En la figura 4.7 se observa que para el reactor dos (flóculos) durante los primeros 30 días la DQOs promedio en el influente fue de 150 mg/l aproximadamente, obteniéndose un efluente con una DQOs por debajo de los 40 mg/l. En los siguientes 16 días no se hicieron determinaciones de DQO, por problemas operativos en el reactor, en el día 80 se incrementó la DQOs en el influente hasta 300 mg/l, manteniéndose así por 47 días, durante estos días se reportaron en el efluente valores de DQOs entre 70 y 20 mg/l, ya que en los últimos días de experimentación se observó un incremento considerable de la biomasa en el reactor, véase figura 4.9.

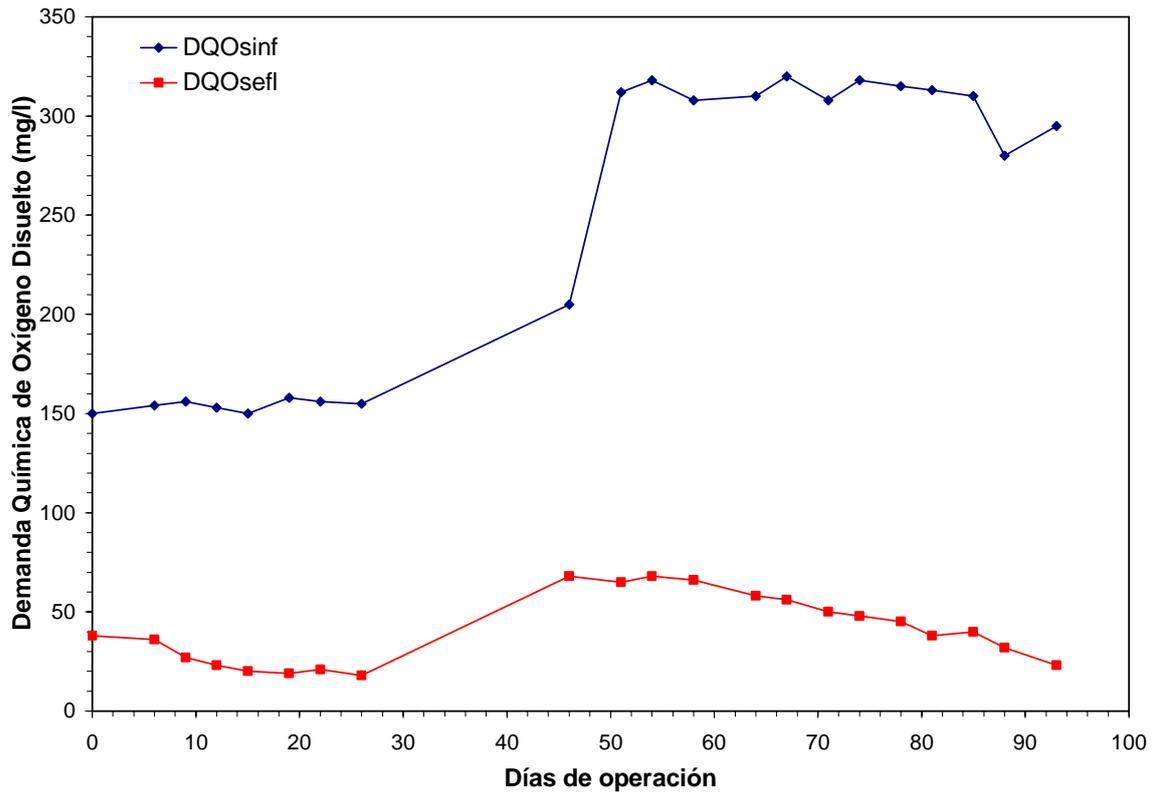


Figura 4.7. Comportamiento de DQOs en el R₂ durante el periodo experimental

4.5 Sólidos suspendidos totales (SST)

Los sólidos suspendidos totales en el licor mezclado y en el efluente de los reactores uno y dos, durante el periodo de experimentación, se muestran en las figuras 4.8 y 4.9, respectivamente. No se reporta el comportamiento de los sólidos suspendidos totales en el influente debido a que se utilizó agua sintética, la cual contiene una baja concentración de material particulado. El agua sintética empleada contiene sólidos suspendidos totales entre los valores de 5 y 15 mgSST/l.

4.5.1 Comportamiento de los sólidos suspendidos totales en el reactor uno

En la figura 4.8 se aprecia el aumento de los sólidos suspendidos en el licor mezclado durante los 305 días de experimentación, para el reactor uno. Los cuales alcanzaron un máximo de 1100 mgSST/l, hacia el día 305. También se muestra el comportamiento de los sólidos suspendidos totales en el efluente. Durante los primeros cien días (arranque del reactor) se observa un incremento de los sólidos suspendidos en el reactor, por debajo de lo esperado, alcanzándose una concentración de 200 mgSST/l, durante este periodo de tiempo. Los sólidos suspendidos en el efluente oscilaron entre los 30 y 10 mg/l, la diferencia de sólidos se asume que fue ocasionada por la carga orgánica, ya que se presentaron tiempos de retención celular cortos (TRC), ver figura 4.13. La teoría indica que en sistemas de lodos activados al tener una carga orgánica alta se reduce el TRC (Romero, 1999). Posteriormente se optó por establecer la carga orgánica de diseño, antes mencionada, la cual se mantuvo durante 90 días, debido a esto el TRC disminuyó, lo que ocasionó una disminución en la concentración de los sólidos suspendidos totales en el efluente, obteniendo valores medios de 5 mg/l, los cuales fueron los mínimos reportados durante todo el periodo experimental, véase figura 4.8. Esto favoreció el incremento de los SSTLM, alcanzando el valor de 500 mg/l, los cuales se encontraban por debajo de lo requerido. Por lo que se aumentó la DQO en el influente, conforme aumentara la remoción de esta, ver fig. 4.10 Durante los siguientes días se observó que aumento la cantidad de biopelícula en las paredes del reactor, debido a esto y a que la cantidad de SSTLM no era la deseable se aumento nuevamente la DQO del influente a 300mg/l aproximadamente. Con este aumento de DQO y la modificación antes mencionada, se logró incrementar la concentración de los SSTLM a 1100 mg/l. Los SST en el efluente aumentaron alcanzando un máximo de 35 mg/l.

En la bibliografía revisada se obtuvieron valores de SSTLM por arriba de 3000 mgSST/l, como reportan: McSwain (2004), Linlin (2005), Tay (2004) y Schwarzenbeck (2004), quienes registraron concentraciones de 3200, 5000, 6900, 7000 mgSST/l respectivamente. Los sólidos suspendidos en el efluente

son comparables con sistemas de lodos activados con altas eficiencias (35 a 8 mgSST/l), lo cuales un indicador de la capacidad para retención de la biomasa dentro del reactor uno aunque este sea operado con un tiempo de sedimentación relativamente corto (cinco minutos).

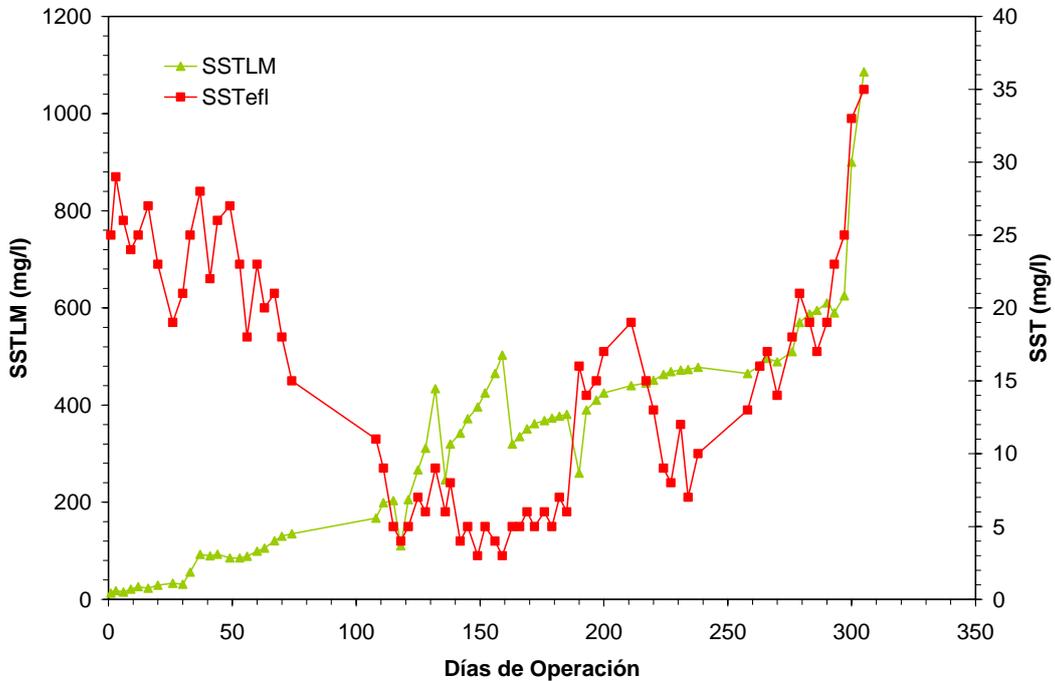


Figura 4.8. Comportamiento de los SST en el R₁

Los sólidos sedimentables en el reactor uno oscilaron entre 10 y 40 ml/l, proporcionando un índice volumétrico de lodos entre 30 y 55 ml/gSST. La bibliografía sobre gránulos aerobios muestra que el índice volumétrico de lodos se encuentra entre 20 y 80 ml/gSSV (Tay et. al., 2006), lo que hace ver que aunque no se obtuvo una alta concentración de sólidos suspendidos en el licor mezclado, los lodos granulares obtenidos cumplen con esta característica, dando así un indicio de que los gránulos obtenidos son de buena calidad.

4.5.2 Comportamiento de los sólidos suspendidos totales en el reactor dos

En los primeros 67 días de experimentación se observa en la figura 4.9 que los sólidos suspendidos en el efluente se encontraban entre 10 y 15 mgSST/l. Una vez aumentada la DQO del influente a 300mg/l, en el día 46, se observa una disminución en los SSTLM, acompañada de un decaimiento en el TRC, ver figura 4.14. A partir del día 26 se presentó un aumento gradual de la

biomasa, alcanzando un máximo de 2400 mg/l al final del experimento. En este periodo de tiempo también aumentaron los sólidos en el efluente, desde 5 hasta 30 mgSST/l. Esto indica que al igual que en reactor uno se obtuvieron lodos con características adecuada de sedimentación.

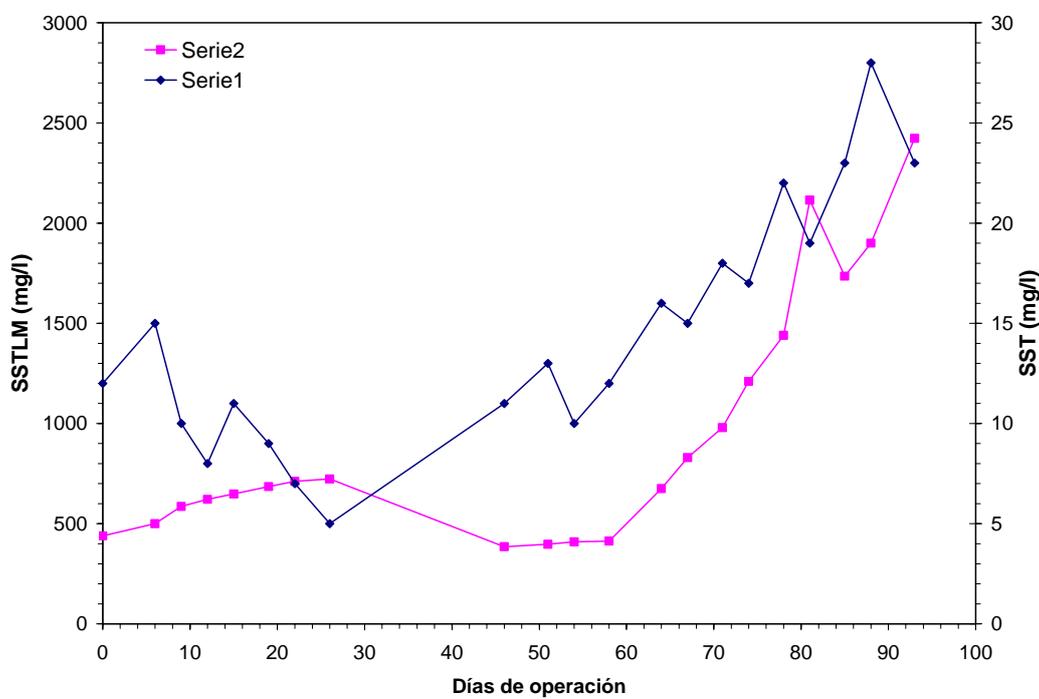


Figura 4.9. Comportamiento de los SST en el R₂

4.6 Remoción de la demanda química de oxígeno soluble

Las remociones de la DQO soluble en el transcurso de la experimentación para el reactor uno y dos se presentan en la figura 4.10 y 4.11, respectivamente. En ambos reactores se obtuvieron remociones entre 60 y 90%, una vez estabilizados.

4.6.1 Remoción de la DQOs en el reactor uno

En la figura 4.10 se muestra la remoción obtenida de la DQOs, para el reactor uno, en los primeros 120 días, las remociones registradas oscilaron entre 50 y 80%. Posteriormente se ve un aumento de esta, alcanzando un valor de 88% en el día 115, esto debido a la disminución de la DQO en el influente para alcanzar la carga orgánica de diseño de 0.2 kgDQO/kgSST d. En los días siguientes se optó por aumentar la DQO conforme aumentara la remoción de esta, obteniéndose remociones entre el 80 y 88% durante los días 132 y 166.

Una vez que se incrementó la DQO de 150 mg/l en el día 193, y se mantuvo así por 65 días, se lograron remociones entre 75 y 80%. Como se mencionó con anterioridad se aumentó la DQO en el influente hasta 300 mg/l en el día 263, debido a esto disminuyen las remociones de DQOs a 68%. Remoción que se incrementó hacia el día 305 hasta 80%, ya que se había alcanzado la mayor concentración de biomasa como SST de 1100 mg/l.

4.6.2 Remoción de la DQOs en el reactor dos

Para el reactor dos durante los primeros 30 días de experimentación se obtuvieron remociones entre el 75 y 88%. En los siguientes días se observa una disminución en la remoción, alcanzando un valor mínimo del 67%, esto debido al aumento de la DQO en el influente a 300 mg/l. Aún así, durante los siguientes días de experimentación la remoción fue aumentando, del 67% a un 92%, ya que la concentración de sólidos suspendidos en el reactor se incrementó hasta llegar al valor de 2400 mg/l.

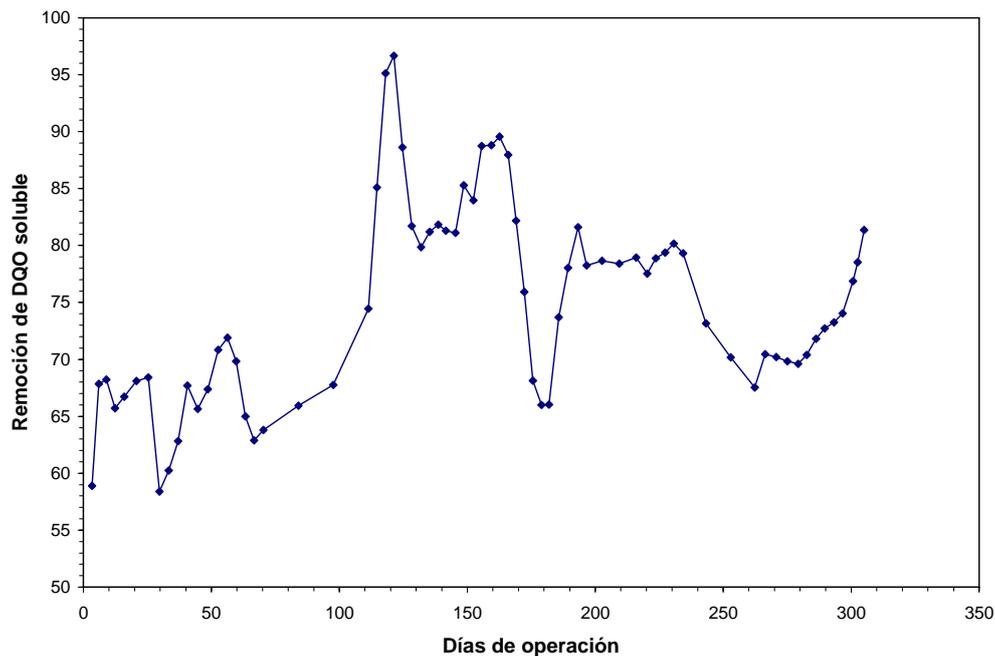


Figura 4.10. Comportamiento de la remoción de la DQOs en R₁

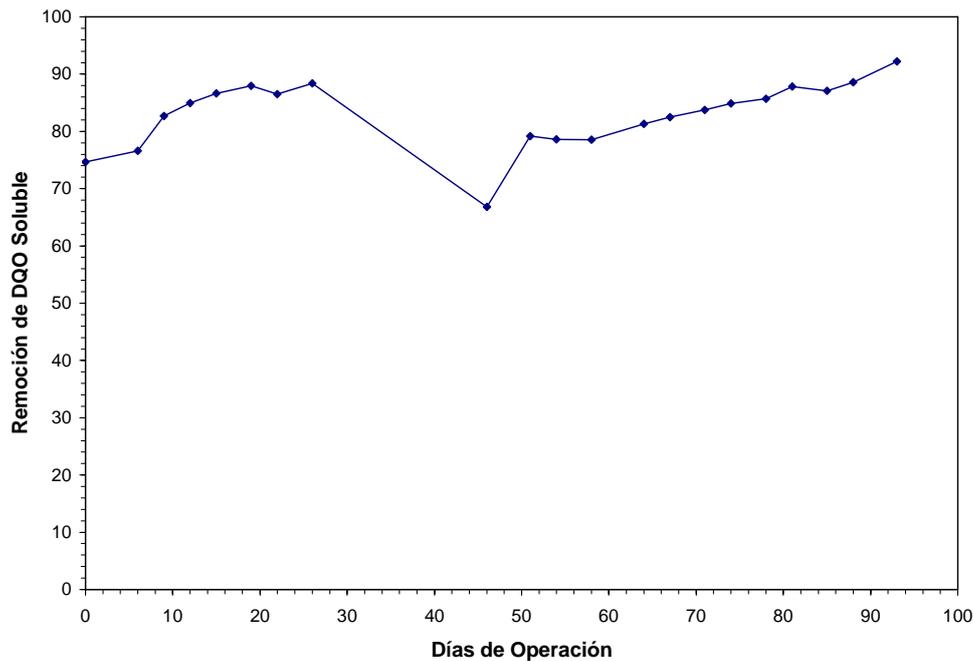


Figura 4.11. Comportamiento de la remoción de la DQOs en R₂

4.7 Comparación de la tasa específica de remoción entre el reactor uno y el reactor dos

En la figura 4.12 se puede apreciar el comportamiento de la tasa específica de remoción (kgDQO/kgSST d) con respecto a la carga orgánica (kgDQO/kgSST d) para ambos reactores, así como las ecuaciones de las líneas de tendencia para cada uno. Las líneas de tendencia se obtuvieron con los valores resultantes de la experimentación, ambas líneas tienen un coeficiente de correlación por encima de 0.97, lo que indica que los datos obtenidos son confiables para su comparación. Las pendientes de cada una de las rectas, representan el promedio de las tasas específicas de remoción para cada reactor. Registrándose para el R₁ un promedio de 61% y un 74% para el R₂. Esto es, la biomasa representada como SST tuvo una actividad 20% mayor en

el reactor R₂ con respecto a la actividad de la biomasa contenida en los SST del reactor R₁.

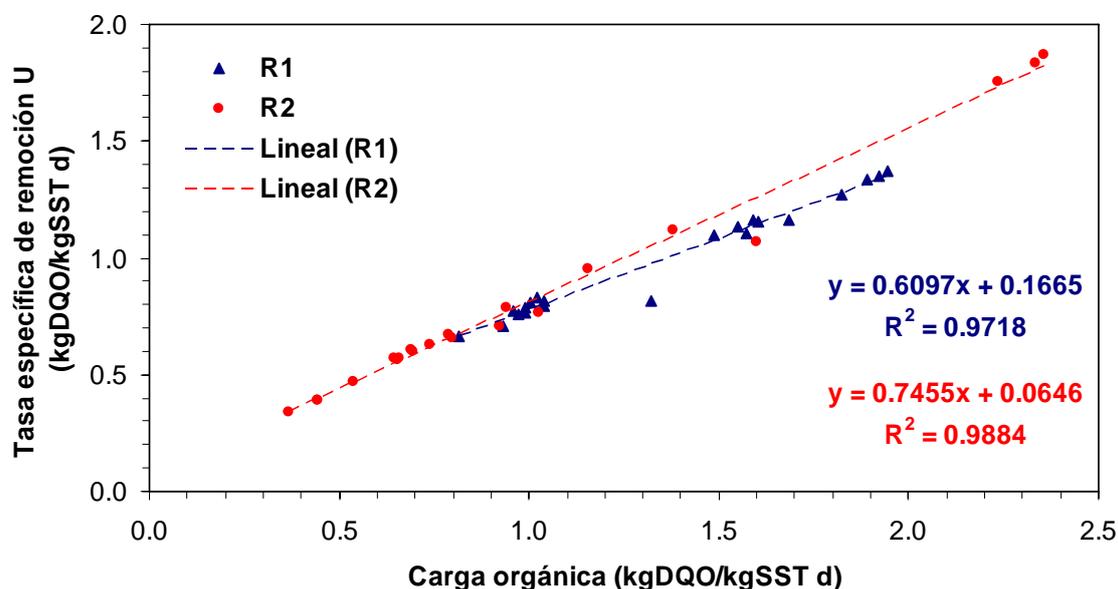


Figura 4.12. Tasa específica de remoción en ambos reactores

4.8 Comportamiento del tiempo de retención celular con respecto a la carga orgánica para el reactor uno y dos

Los comportamientos de los tiempos de retención celular para los reactores uno y dos se muestran en las figuras 4.13 y 4.14, respectivamente. En estos gráficos se puede observar que a cargas orgánicas altas, entre 1.5 y 2.0 kgDQO/kgSST d, en ambos reactores el tiempo de retención celular presentó valores relativamente bajos para sistemas de lodos activados de alta tasa, hasta de 1 día. Al obtener cargas orgánicas bajas, alrededor de 0.5 kgDQO/kgSST d, se manifiestan tiempos de retención celular altos, entre los 20 y 40 días. Romero (1999) menciona que a CO altas el TRC en un proceso de lodos activados convencionales es bajo entre 1 y 3 días, para CO bajas son mayores a los 15 días.

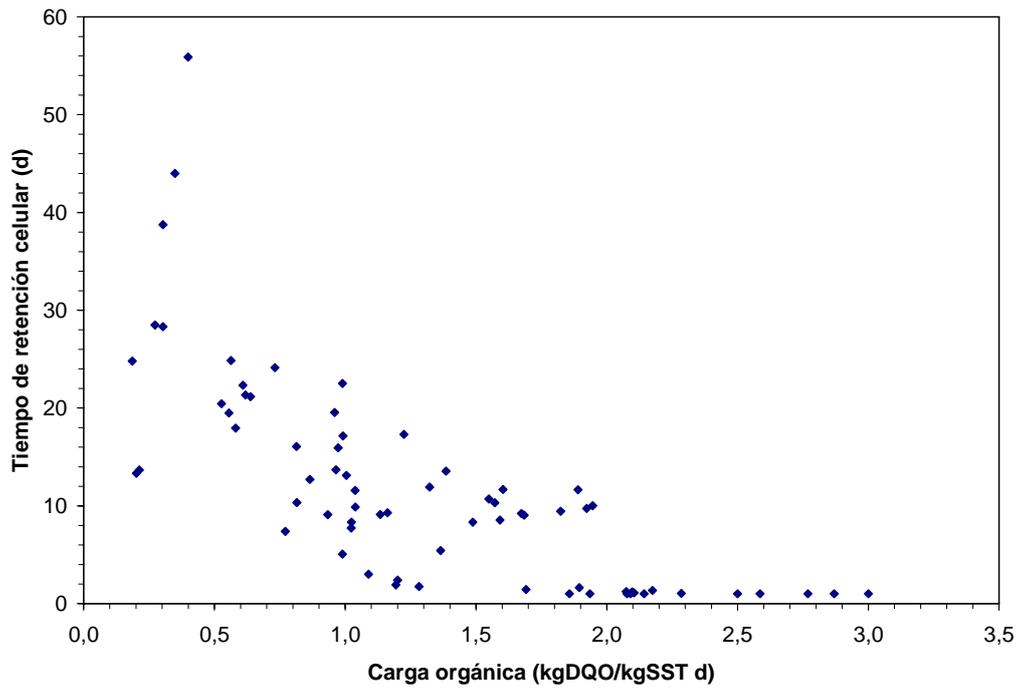


Figura 4.13. Comportamiento del TRC con respecto a la CO en R₁

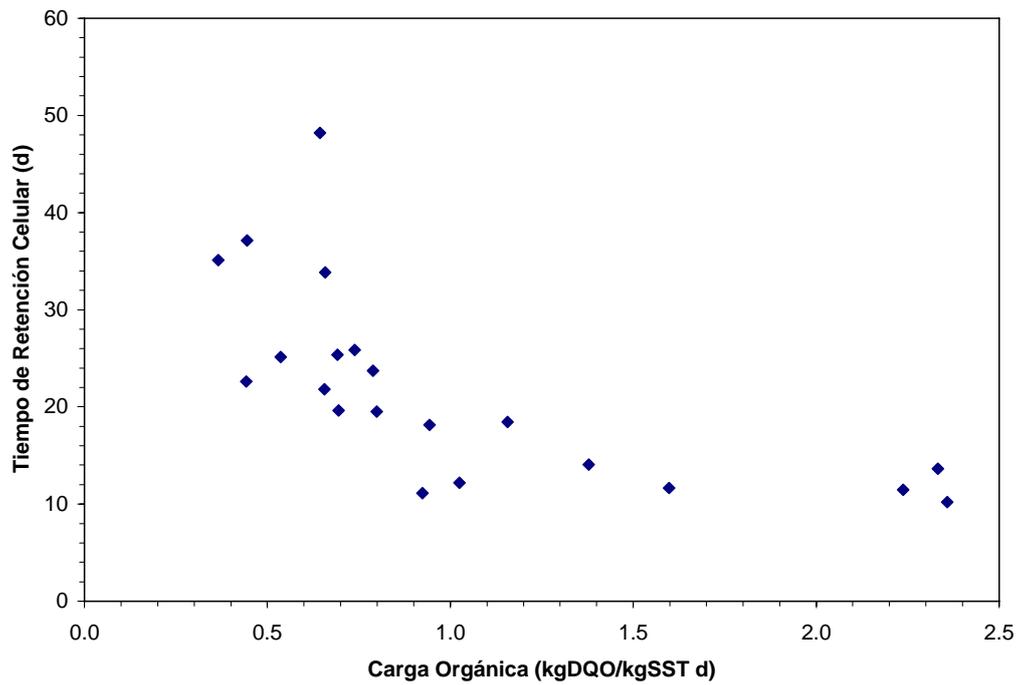


Figura 4.14. Comportamiento del TRC con respecto a la CO en R₂

4.9 Características físicas de los gránulos obtenidos

4.9.1 Velocidad de sedimentación

La velocidad de sedimentación en el reactor uno, se comenzó a determinar una vez que se observaron agregados celulares definidos, ver figura 4.16. En la tabla 4.1 y en la figura 4.15 se muestran las velocidades de sedimentación de los gránulos obtenidos durante el periodo experimental, las cuales oscilaron entre 0.2 y 0.6 cm/s. La bibliografía comenta que la velocidad de sedimentación de los gránulos aerobios puede variar desde 0.2 hasta 2 cm/s (McSwain et. al., 2004; Tay et. al., 2004; Wilderer et. al., 2004; Linlin et. al., 2005) por lo que la biomasa granular obtenida en el reactor uno se encuentra dentro de este intervalo. El promedio de la velocidad de sedimentación fue de 0.5 cm/s. Por tanto, los gránulos obtenidos cumplen con una de las principales características físicas de los gránulos aerobios.

Tabla 4.1. Velocidades de sedimentación de los gránulos obtenidos

Día	Velocidad de sedimentación (cm/s)
12	0.2
30	0.2
44	0.4
63	0.5
121	0.6
132	0.6
145	0.6
193	0.5
234	0.5
286	0.5
305	0.5

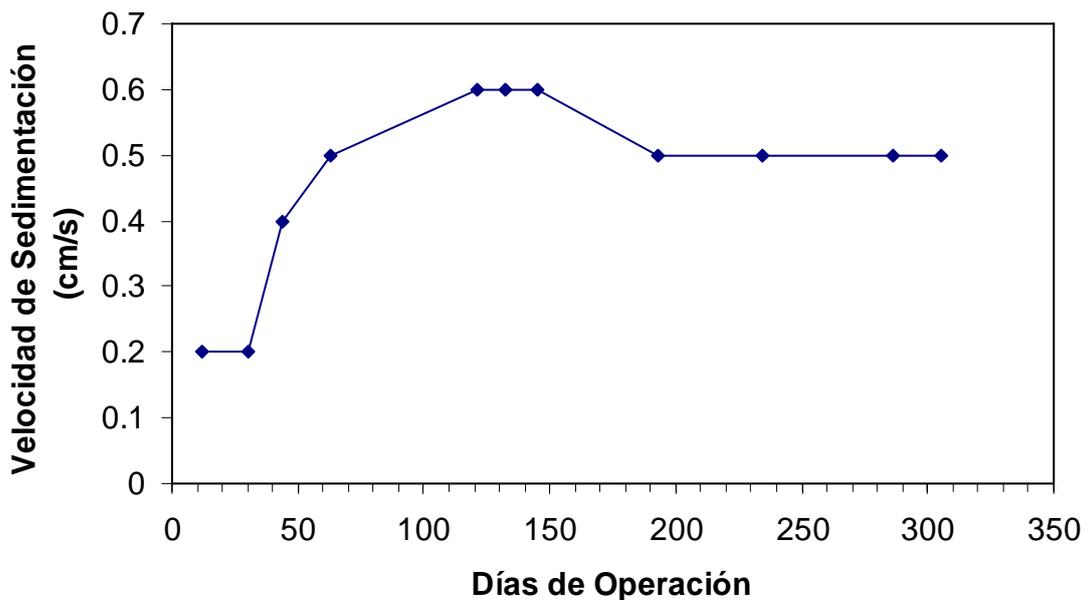


Figura 4.15. Velocidades de sedimentación de los gránulos obtenidos

4.9.2 Morfología

La morfología de la biomasa varió con respecto al tiempo ver figura 4.16, ya que desde el día cero, fecha en que se agregó el inóculo de lodos activados, la biomasa fue tomando una estructura más confinada hasta que se logró el gránulo. Se observa en la figura 4.16 que los flóculos del lodo utilizado como inóculo sufrieron cambios en su estructura microbiana y su forma.

En el día cero se tiene un inóculo de lodo activado que no tiene forma y es muy irregular en su superficie (a); en el día siete la forma del flóculo esta más definida y se observan filamentos en su superficie (b); después de 22 días el inóculo tiene una forma de gránulo suave e irregular (c) debido a los filamentos en su superficie. Después de 38 días el gránulo aerobio está completo, la mayoría de los gránulos son esféricos, tienen una textura suave y superficie con pocos filamentos (d); en el día 45 se observa en el reactor una colonización casi completa por gránulos esféricos o en forma de huevo (e), con superficie más regular; al día 58 el gránulo aerobio se obtuvo ya que estos se pueden observar con una superficie sólida y casi libre de filamentos (f).

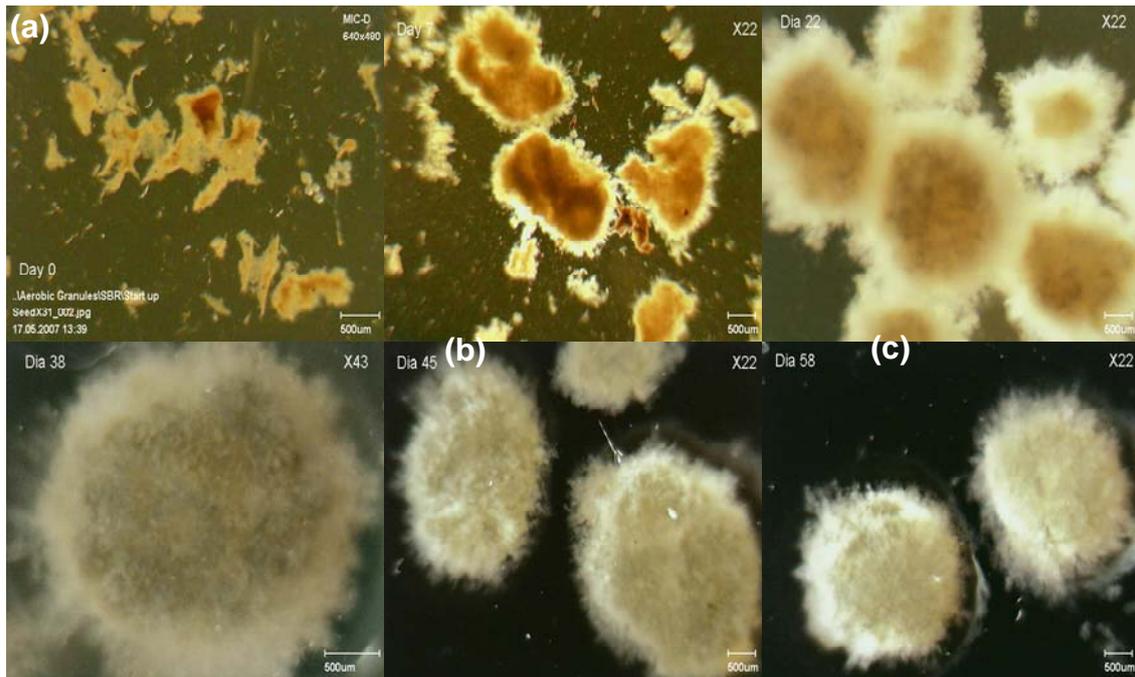


Figura 4.16. Desarrollo de los gránulos conforme al tiempo (Pérez-Montesinos, 2007)

La morfología de los gránulos aerobios mostrada por la literatura muestra que estos agregados celulares tiene una forma esférica o de huevo (Tay et. al., 2001; Liu et. al., 2002; Bishop et. al., 2003; McSwain et. al., 2004; Tay et. al., 2006). Otros experimentos hablan acerca de la superficie del gránulo, ya que en algunas investigaciones donde se trabajó con un sustrato a base de glucosa los gránulos obtenidos desarrollaron filamentos sobre su superficie (McSwain et. al., 2004) a diferencia de los experimento alimentados con agua sintética elaborada con acetato (Tay et. al., 2001, Bishop, 2003; Tay et. al., 2004).

Al día 150 la carga orgánica se mantiene en 0.2 kgDQO/kgSST y, los gránulos obtenidos en este día conservan su forma esférica o de huevo, en la fig. 4.17 se puede observar que los gránulos comienzan a tener un color café claro.



Figura 4.17. Gránulo aerobio al día 150 (Pérez-Montesinos, 2007)

En la figura 4.18 se muestra el gránulo aerobio al día 230, se observa de un color blanquizco, con una superficie suave y filamentosa, esto se pudo deber al aumento de la DQO de influente, ocasionado que la carga orgánica aumentara por arriba de 1.5 kgDQO/kgSST-d. Se piensa que al tener mayor disponibilidad de sustrato los gránulos aerobios se comienzan a desintegrar o perder su estabilidad como agregados celulares confinados.



Figura 4.18. Gránulos aerobios al día 230, Pérez-Montesinos (2007)

4.9.3 Tamaño

El tamaño de los gránulos durante el periodo de experimentación se muestra en la tabla 4.2, como se puede observar en el día 12 los agregados celulares tenían un diámetro entre 0.3 y 0.8 mm, esto debido a que todavía no tenían una forma bien definida, a partir del día 44 los agregados microbianos ya

se podían considerar gránulos, véase figura 4.16, los cuales tenían una forma esférica con diámetros entre 0.3 y 3.0 mm. Los diámetros promedio de los gránulos obtenidos se encuentran entre 0.3 y 3.5 mm. La bibliografía menciona que el diámetro de los gránulos oscila entre 0.5 y 4.0 mm (Tay et. al., 2006). Otros autores como Tay y colaboradores (2004) obtuvieron gránulos con diámetros entre 0.3 y 4.0 mm. Por lo tanto los gránulos obtenidos en este experimento cumplen con el tamaño especificado en la bibliografía.

Se realizaron dos tamizados para observar la distribución del tamaño a dos diferentes cargas orgánicas (0.2 y 1.2 kgDQO/kgSST d). Para la carga orgánica de 0.2 kgDQO/kgSST d se puede observar en la figura 4.19 que la distribución de los tamaños se asemeja a una distribución normal, obteniéndose la moda para el diámetro de 2.5 mm. El intervalo de diámetros para esta carga orgánica osciló entre 0.3 y 4.5 mm. También se realizó un tamizado de los gránulos obtenidos cuando se registraron cargas orgánicas por encima de 1.0 kgDQO/kgSST, el intervalo de estos se encontró entre 0.2 y 2.5, donde el tamaño más repetido fue el de 0.2 mm y se obtuvo una curva de distribución sesgada a la izquierda, ver figura 4.20. Los diámetros predominantes se encontraron entre 0.2 y 1.0 mm.

Tabla 4.2. Tamaño de los gránulos durante el periodo de experimentación

Día	Tamaño (mm)
12	0.3 a 0.8
30	0.3 a 1.5
44	0.3 a 3.0
63	0.3 a 3.5
121	0.3 a 4.5
132	0.3 a 4.0
145	0.5 a 3.5
193	0.3 a 3.5
234	0.3 a 3.5
Promedio	0.3 a 3.5

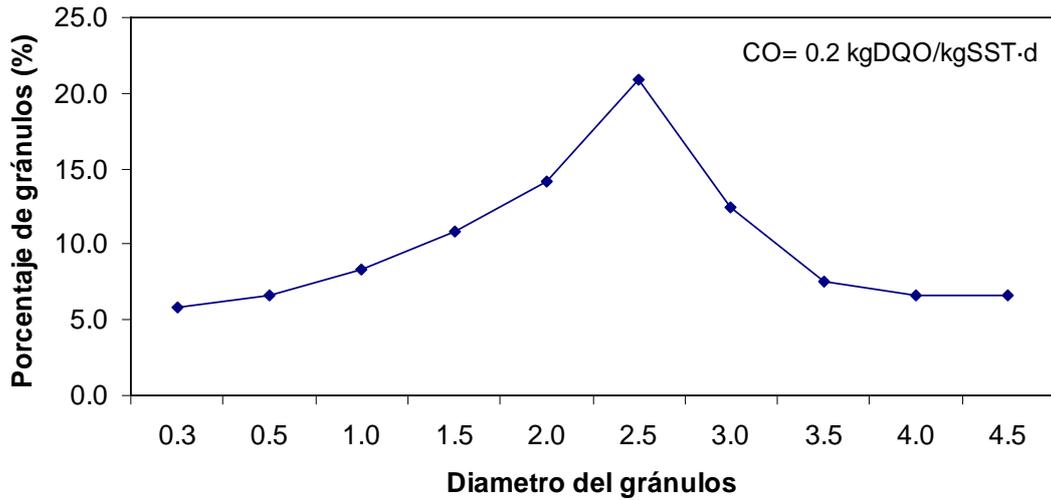


Figura 4.19. Distribución de tamaños para una CO de 0.2 kgDQO/kgSST d

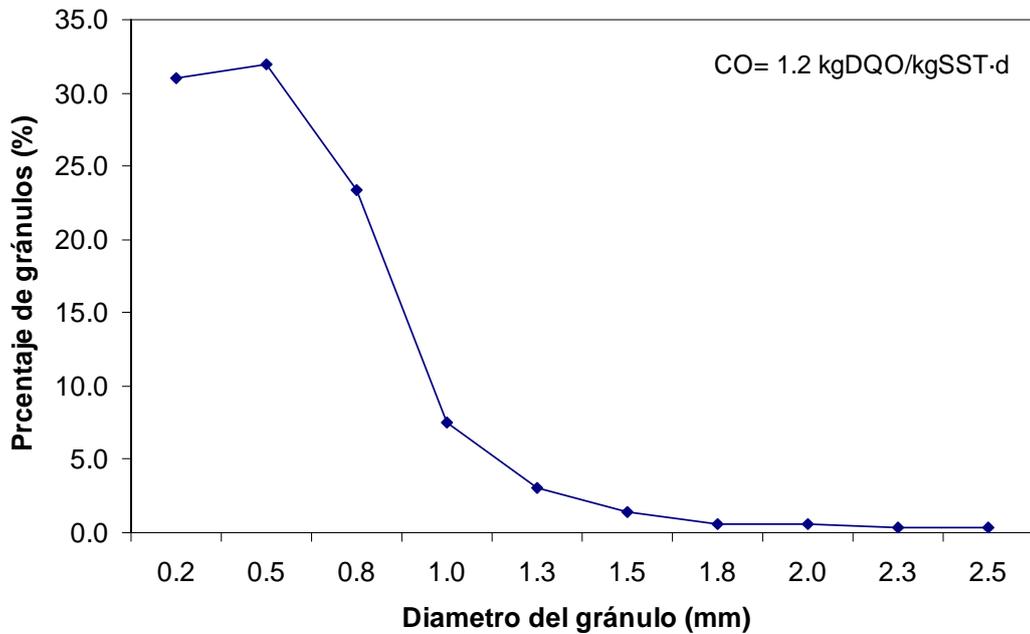


Figura 4.20. Distribución de tamaños para una CO de 1.2 kgDQO/kgSST d

4.9.4 Dureza

El coeficiente de integridad es la capacidad del gránulo a soportar la desintegración, la cual es simulada por fuerzas centrífugas, este coeficiente es el que indica la dureza del gránulo, entre más cercano a uno más duro es el agregado celular. Esta es otra de las características que define si los agregados microbianos se pueden considerar como gránulos, como se puede

observar en la tabla 4.3 los gránulos obtenidos durante el periodo de experimentación tienen un promedio de 0.90, que se asemeja al valor de 0.96 obtenido por Tay et al (2002).

En la figura 4.21 se describe el comportamiento del coeficiente de integridad con respecto a la carga orgánica, en la cual se puede observar que al mantener una carga orgánica baja el coeficiente de integridad aumenta. Con respecto la carga orgánica aumenta el gránulo va disminuyendo su capacidad de resistir la desintegración, debido a que el IC disminuye.

Tabla. 4.3. Coeficiente de integridad de los gránulos obtenidos durante la experimentación

Día	IC
44	0.86
63	0.88
121	0.88
145	0.96
193	0.91
234	0.90
286	0.88
305	0.90
Promedio	0.90

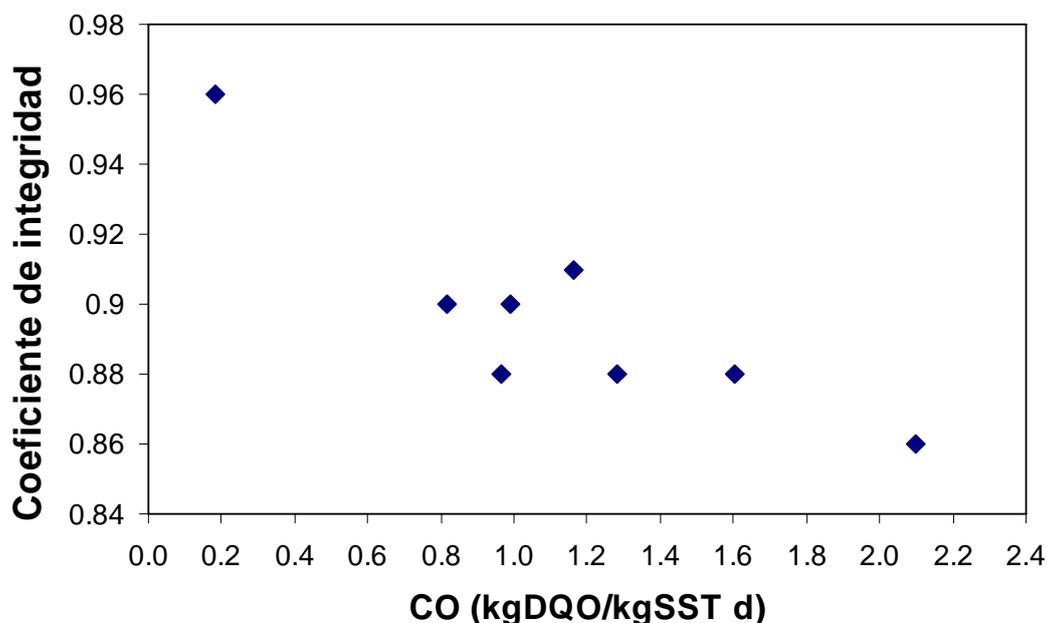


Figura 4.21. Coeficiente de integridad contra carga orgánica

Capítulo 5

5 Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos en este trabajo de tesis, se concluye lo siguiente:

- Los gránulos aerobios se obtuvieron al día 58, la mayoría de estos presentaron una forma esférica, color café claro, con una textura suave y pocos filamentos en su superficie, esto probablemente debido al sustrato de fácil degradación utilizado en este experimento para la alimentación del reactor.
- Se asume que el medio fue colonizado con biomasa en forma granular, ya que los gránulos obtenidos cumplen con las características físicas correspondientes mencionadas en la literatura. Estas características físicas son:
 - Forma esférica u ovalada;
 - Diámetros entre 0.5 a 4.0 mm;
 - Un índice volumétrico de lodos de 20 a 80 ml/gSST
 - Coeficiente de integridad entre 0.86 y 0.96.
- La velocidad de sedimentación es una variable importante para la obtención de gránulos aerobios, ya que a través de esta se seleccionaron los microorganismos de rápida sedimentación, para así poder retener este tipo de biomasa en el sistema. Esto aunado con las fuerzas cortantes ejercidas por el aire se logró la granulación y la colonización del medio con este tipo de biomasa.
- La carga orgánica afecta directamente la capacidad de soportar la desintegración de los gránulos (coeficiente de integridad) y el tamaño de los gránulos. Como se observó durante el periodo experimental al tener una

carga orgánica baja (0.2 kgDQO/kgSST d) se presentó un coeficiente de integridad de 0.96, así mismo, los tamaños observados para esta carga orgánica estuvieron entre 0.3 y 4.5 mm. Al incrementarse la carga orgánica a 1.2 kgDQO/kgSST d el coeficiente de integridad disminuyó hasta 0.88, el diámetro de los gránulos también se vio afectado, ya que este disminuyó, obteniéndose diámetros entre 0.2 y 2.5 mm.

- El R_2 (reactor con biomasa en forma de flóculos) fue más eficiente con respecto a la remoción específica de sustrato, ya que obtuvo una mayor tasa específica de utilización de sustrato con respecto al R_1 (reactor con biomasa en forma granular). En el R_2 se obtuvo una tasa específica de utilización de sustrato promedio del 75% con respecto a la carga orgánica aplicada, como kgDQO/kgSST·d. Mientras que en el reactor R_1 el promedio de la remoción específica de sustrato correspondió al 61% de la carga orgánica aplicada.

Bibliografía

1. Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Garrido, J.M. and Méndez, R.R. (2004). Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactor. *Water Res.*, **38**, 3389-3399.
2. Arora M. L. (1958). Technology evaluation of sequencing batch reactors, *Journal WPCF*, **57** (8) 867-875.
3. Bergsma-Vlami, M., Prins, M.E., Staats, M., and Raaijmakers, J.M. (2005). Assessment of genotypic diversity of antibiotic-production pseudomonas species in the rhizosphere by denaturing gradient gel electrophoresis. *Appl. Environ. Microbiol.*, **71**, 993-1003.
4. Beun J.J., van Loosdrecht, M.C.M., Morgenroth E., Wilderer P. and Heijnen (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Wat. Res.*, **33** (10) 2283-2290.
5. Beun J.J., van Loosdrecht, M.C.M., and Heijnen, J.J. (2000). Aerobic granulation. *Water Sci. Technol.*, **41**, 41-48.
6. Beun J.J., Hendriks, A., van Loosdrecht, M.C.M., (2001). N-Removal in granular sludge sequencing batch airlift reactor. *Biotechnol. Bioeng.*, **75**, 82-92.
7. Beun J.J., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen (2002). Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Wat. Res.*, **33** (3) 890-893.
8. Bishop L. Paul, Jang Am, Yoon Young-Han, Kim S. In, Kim Kwang-Soo, (2003). Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Biotechnology*, **10**, 571-82.

9. Cammarota, M.C. and Sant'Anna, G.L. (1998). Metabolic blocking of exopolysaccharides synthesis: effects on microbial adhesion and biofilm accumulation. *Biotechnol. Lett.*, **20**, 1-4.
10. Costeron, J.W., Irvin, R.T. and Cheng, K.J. (1981). The bacterial glycocalyx in nature and disease. *Annu. Rev. Microbiol.*, **35**, 299-324.
11. de Bruin, L.M.M, de Kreuk, M.K, van der Roest H.F.R, Uijterlinde C. and van Loosdrecht M.C.M. (2004). Aerobic granular sludge technology: an alternative to activated sludge? *Wat. Sci. Tech.*, **49** (11-12),1-7.
12. de Kreuk, M.K., de Burin, L.M.M. and van Loosdrecht, M.C.M., (2005). Aerobic granular sludge-from ideal to pilot plant. *Aerobic granular sludge* (eds. Bathe, S., de Kreuk, M., McSwain, B.S., & Schwarzenbeck, N.), IWA publishing, London, 11-124.
13. de Kreuk, M.K. and van Loosdrecht M.C.M (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge. *Wat. Sci. Tech.*, **49** (11-12) 9-17.
14. de Kreuk, M.K (2006). Aerobic granular sludge scaling up a new technology. Dissertation.
15. El-Mamouni, R., Leduc, R., Costeron, J.W., and Guiot, S.R. (1995). Influence of the microbial content of different precursory nucleic on the anaerobic granulation dynamics. *Water Sci. Technol.*, **32**, 173-177.
16. Etterer, T., and Wilderer, P.A., (2001). Generation and properties of aerobic granular sludge. *Water Sci, Technol.*, **43**, 19-26.
17. Fletcher, M., and Floodgate, G.D. (1973). An electron-microscopic demonstration of an acid polysaccharide involved in the adhesion of marine bacterium on solid surface. *J. Gen. Microbiol.*, **74**, 325-334.

18. Glancer, M., Ban, S., Soljia, V., and Rpascik, I. (1994). Upgrading of wastewater treatment plants for the biological nitrogen elimination by the injection of on-line prepared mixed cultures. *Water Sci. Technol.*, **29**, 129-138.
19. Hu, L., Wang, J., wen, X., and Qian, Y., (2005). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules. *Process Biochem.*, **37**, 5-11.
20. Inizian, Freval, Cigana, Meinhold, (2003). Aerobic granulation in sequencing batch reactor (SBR) for industrial wastewater treatment. *Wat. Sci. and Tech* **49** (11-12) 35-40.
21. Irvine R. (1996). Controlled unsteady state processes and technologies – an overview. Proceedings of the Frist IAWQ Specialized conference on sequencing batch reactor technology. Munich, Alemania. pp. 1-6
22. Jang A, Yoon Young-Han, Kim I S, Kuang-Soo H and Bishop P (2003). Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor. **105**, 71-82.
23. Jiang H.L., Tay J.H., and 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**, 439-445.
24. Kiely G. Environmental Engineering, 1997. Mc Graw Hill, Singapore.
25. Lettinga G., Hushoff P., Koster I.W., Weigant W.M., de Zeeuw W., Rinzema A., grinn D.C., Rersma R., Hobma S. (1984). High-rate anaerobic wastewater treatment using the UASB reactor under a wide range of temperature conditions. *Biotechnol, Genet. Energ. Rev.*, 253-284

26. Lin, Y.M., Liu, Y. and Tay, J.H. (2003). Development and characteristics of phosphorus-accumulating granules in sequencing batch reactor. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **62**, 430-435.
27. Liu, Y. and Tay (2002). The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granule sludge. *Water Res.*, **36**, 1655-1665.
28. Liu, Q.S., Tay, J.H., and Liu, Y., (2003). Substrate concentration-independent aerobic granulation in a sequencing aerobic sludge blanket reactor. *Environ. Technol.*, **24**, 1235-1243.
29. Liu Y. and Joo-Hwa Tay (2004a). The state of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, **22** (5) 33-563.
30. Liu, Y., Yang, S.F., Tay, J.H., Liu Q.S., L., and Li. Y. (2004b). Cell hydrophobicity is triggering force of biogranulation. *Enzyme Microb. Technol.*, **34**, 371-379.
31. Liu, Y., Wang Zhi-Wu and Tay Joo-Hwa, (2005a). A unified theory up scaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, **23**, 335-344.
32. Liu, Y., wang, Z.W., Qin, L. and Tay, J.H. (2005b). Selection pressure-driven aerobic granules in a sequencing batch reactor. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **67**, 26-32.
33. Lopes, F.A., Viera, M.J. and Melo, L.F., (2000) Chemical composition and activity of a biofilm during the start-up of an airlift reactor. *Water Sci. Technol.*, **41**, 105-111.
34. Mackenzie D (1996). Principles of environmental engineering and science. Tercera edición. McGraw-Hill. United States.

35. McSwain, B.S., Irvine, R.L. and Wilderer, P.A. (2004a). The influence of settling time on the formation of aerobic granules. *Water Sci. Technol.*, **50**, 195-202.
36. McSwain, B., Irvine, R. and Wilderer, P.A. (2004b). The effect of intermittent feeding on anaerobic granule structure. *Wat. Sci. Technol.*, **49** (11-12) 19-25.
37. McSwain, B.S., Irvine, R.L., Hausner, M., and Wilderer, P.A. (2005). Composition and distribution of extracellular polymeric substance in aerobic flocs and granular sludge. *Appl. Environ. Microbiol.*, **38**, 158-163.
38. Metcalf and Eddy, (2003). Wastewater engineering treatment and reuse. Fourth edition. Editorial Mc Graw Hill. United States.
39. Morgenroth, E., Sherden, T., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J, and Wilderer, P.A. (1997). Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Res.*, **31**, 3191-3194.
40. Moy, B.Y.P., Tay J.H., Toh, S.K., Lui Y., and Tay S.T.L. (2002). High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Lett. Appl. Microbiol.*, **34**, 407-412.
41. Pan, S. (2003). Inoculation of microbial granular sludge under aerobic conditions. Ph.D. Thesis. Nanyang Technological University. Singapore.
42. Peng, D., Bernet, N., Delgenes, J.P. and Moletta, R., (1999). Aerobic granular sludge-a case report. *Water Res.*, **33**, 890-893.
43. Qin, L., Tay, J.H., and Liu, Y. (2004a). Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactor. *Process Biochem.*, **39**, 579-584.

44. Qin, L., Tay, J.H., and Liu, Y. (2004b). Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor. *Biochem. Eng. J.*, **21**, 47-52.
45. Qin, L., Tay, J.H., Yang, S.F. and Liu, Y. (2004c). Aerobic granulation under alternating aerobic and anaerobic conditions in sequencing batch reactor. *Process Biochem.*, **39**, 579-584.
46. Qin, L., Tay, J.H., and Liu, Y. (2005). Denitrification on poly-b-hydroxybutyrate in microbial granular sludge sequencing batch reactor. *Water Res.*, **39**, 1503-1510.
47. Romero Rojas J. (1999). Tratamiento de aguas residuales teoría y principios de diseño. Primera edición. Editorial escuela colombiana de ingeniería, Colombia.
48. Schlegel, H.G., (1993). Microbial General, tercera edición. Ediciones Omega, Barcelona.
49. Schmidt, J.E. and Ahring, B.K., (1997). Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Biotechnol. Bioeng.*, **49**, 229-246.
50. Schmidt, J.E. and Ahring, B.K., (1994). Extracellular polymers in granular sludge from different upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **42**, 457-462.
51. Schwarzenbeck, N., Releí, R., and Wilderer, P.A., (2004). Aerobic granular sludge in a SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. *Water. Sci. Technol.*, **49**, 41-46.
52. Schwarzenbeck, N., Borges, J.M., and Wilderer, P.A, (2005). Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **66**, 711-718.

53. Su, K.Z., and Yu, H.Q., (2005). Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater. *Environ. Sci. Technol.*, **39**, 2818-2827.
54. Tay, J.H., Xu, H.L. and Teo, K.C. (2000). Molecular mechanism of granulation: I-H⁺ translocation-dehydration theory. *J. Environ. Eng.*, **126**, 403-410.
55. Tay, J.H., Liu, Q.S., and Liu Y., (2001a). Microscopic observation of aerobic granulation in sequencing aerobic sludge blanket reactor. *J. Appl. Microbiol.*, **91**, 168-175.
56. Tay, J.H., Liu, Q.S., and Liu Y., (2001b). The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **57**, 227-233.
57. Tay, J.H., Liu, Q.S., and Liu Y. (2001c). The role of polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. *Lett. Appl. Microbiol.*, **33**, 222-226.
58. Tay, J.H., Liu, Q.S., and Liu Y. (2002a). Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in a sequencing batch reactor. *Appl. Microbiol. Technol.*, **23**, 931-936.
59. Tay, J.H., Liu, Q.S., and Liu Y., (2002b). Hydraulic selection pressure induced nitrifying granulation in sequencing batch reactor. *Appl. Microbiol. Boitechnol.*, **59**, 332-337.
60. Tay, J.H., Tay, S.T.L., Ivanov, V., Pan, S., Jiang, H.L. and Liu, Q.S., (2003). Biomass and porosity profiles in microbial granules used for aerobic wastewater treatment. *Lett. Appl. Microbiol.* **36**, 297-301.

61. Tay J.H., Shun Pan, He Y, and Stephen Tiong Lee Tay (2004). Effect of organic loading rate on aerobic granulation. II: Characteristic of aerobic granules. *Journal of Environment Engineering*, **11**, 02-1109.
62. Tay J.H., Lee T., Liu Y., Show, K.Y. and Ivanov V., (2006). Bigranulation for wastewater treatment. *Waste management series 6*, Elsevier.
63. Tay, S.T.L., Moy, B.Y.P., Maszenan, A.M., and Tay J.H. (2005a). Rapid cultivation of stable aerobic phenol-degrading granules using acetate-fed granules as microbial seed. *J. Biotechnol.*, **115**, 387-395.
64. Tay, S.T.L., Moy, B.Y.P., Maszenan, A.M., and Tay J.H. (2005b). Comparing activated sludge and aerobic granules as microbial inocula for phenol biodegradation. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **67**, 708-713.
65. Tchobanoglous G., and Crites R. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. McGraw Hill. Traducción de la primera edición , Estados Unidos.
66. Tsuneda, S., Nagano, T., Hoshino, T., Ejiri, Y., Noda, N., and Hirata, A. (2004). Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor. *Water Res.*, **37**, 4965-4973.
67. van Loosdrecht, Beun, J.,J., and Heijnen (2001). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Wat. Res.*, **36**, 702-712.
68. van Benthum W., Garrido-Fernandez J., Tijhuis L., van Loosdrecht M.C.M and Heijen. (1996) Formation and detachment of biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnology Progress*, **12** (6) 764-772.
69. Villaseñor, J.C., van Loosdrecht, Piciotenu, C. and Heijnen, (2000). Influence of different substrates on the formation of biofilms in a biofilm airlift suspension reactor. *Wat. Sci. Tech.*, **41**(4-5),323-330.

70. Wang J, Hu L, Wen X and Qian Y (2003). The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor by seeding anaerobic granules. *Process Biochemistry.*, **40**, 5-11.
71. Wang, Z.W., Liu, Y., and Tay, J.H., (2005). The role of SBR mixed liquor volume exchange ratio in aerobic granulation. *Chemosphere*, **62**, 767-771.
72. Wilderer P., Irvine R., Goronszy M., (2001). Sequencing batch reactor technology. IWA Publishing, United Kingdom.
73. Yang, S.F., Liu, Y., and Tay, J.H. (2003). A novel granular sludge sequencing batch reactor for removal of organic and nitrogen from wastewater. *J. Biotechnol.*, **36**, 106-112.
74. Yang, S.F., Liu, Y., and Tay, J.H. (2004). Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules. *Biochem. Eng. J.*, **17**, 41-48.
75. Yu, H.Q., Tay, J.H. and Fang, H.H.P. (2001). The roles of calcium in sludge granulation during UASB reactor start-up. *Water Res.*, **35**, 1052-1060.
76. Zhang, X.Q., & Bishop, P.L. (2001). Spatial distribution of extracellular polymeric substances in biofilms. *J. Environ. Eng.*, **127**, 850-856.
77. Zhou, J.Q., (2004). Contribution of cell starvation to aerobic granulation. *Report of Master of Science*, Nanyang Technological University of Singapore.
78. Zhu, J., and Wilderer, P.A. (2003). Effect of extended idle conditions structure and activity of granular activated sludge. *Water Res.*, **37**, 2013-2018.

Anexos

Anexo 1. Resultados generales del reactor uno

Fecha	Día	DQO _{inf} (mg/l)	DQO _{eff} (mg/l)	Remoción DQO (%)	SST _{inf} (mg/l)	SST _{eff} (mg/l)	SST _{reactor} (mg/l)	Solidos _{sed} (ml/l)	IVL (ml/gSST)	CO (kgDQO/kgSST*d)	TRC (d)	Tasa específica de remoción U (kgDQO/kgSST-d)	Coefficiente de Integridad (IC)	Tamaño (mm)	Velocidad de sedimentación (cm/s)
16/05/2007	1	12	6	50	8	25	13	*	*	2.8	1	1.4	*	*	*
18/05/2007	3	15	6	60	6	29	18	*	*	2.5	1	1.5	*	*	*
21/05/2007	6	15	5	67	7	26	15	*	*	3.0	1	2.0	*	*	*
24/05/2007	9	13	3	77	9	24	21	*	*	1.9	1	1.4	*	*	*
27/05/2007	12	18	7	61	5	25	26	*	*	2.1	1	1.3	*	0.3 a 0.8	0.2
31/05/2007	16	22	9	59	6	27	23	*	*	2.9	1	1.7	*	*	*
04/06/2007	20	25	5	80	6	23	29	*	*	2.6	1	2.1	*	*	*
10/06/2007	26	23	8	65	8	19	33	*	*	2.1	1	1.4	*	*	*
14/06/2007	30	20	8	60	12	21	31	*	*	1.9	1	1.2	*	0.3 a 1.5	0.2
17/05/2007	33	40	20	50	9	25	56	*	*	2.1	1	1.1	*	*	*
21/05/2007	37	65	19	71	13	28	93	*	*	2.1	1	1.5	*	*	*
25/05/2007	41	65	21	68	11	22	90	*	*	2.2	1	1.5	*	*	*
28/05/2007	44	65	23	65	5	26	93	*	*	2.1	1	1.4	0.86	0.3 a 3.0	0.4
01/06/2007	49	65	23	65	3	27	85	*	*	2.3	1	1.5	*	*	*
08/06/2007	53	59	16	73	9	23	85	*	*	2.1	1	1.5	*	*	*
11/06/2007	56	56	14	75	3	18	89	*	*	1.9	2	1.4	*	*	*
15/06/2007	60	56	18	68	7	23	99	*	*	1.7	1	1.1	*	*	*
18/06/2007	63	45	15	67	5	20	105	*	*	1.3	2	0.9	0.88	0.3 a 3.5	0.5
22/06/2007	67	48	19	60	8	21	121	*	*	1.2	2	0.7	*	*	*
25/06/2007	70	52	20	62	4	18	130	*	*	1.2	2	0.7	*	*	*
29/06/2007	74	49	15	69	3	15	135	*	*	1.1	3	0.8	*	*	*
07/08/2007	108	55	18	67	5	11	167	*	*	1.0	5	0.7	*	*	*
10/08/2007	111	51	17	67	6	9	199	*	*	0.8	7	0.5	*	*	*
14/08/2007	115	94	10	89	6	5	203	*	*	1.4	14	1.2	*	*	*
17/08/2007	118	62	1	99	8	4	111	*	*	1.7	9	1.7	*	*	*
20/08/2007	121	66	2	97	12	5	205	*	*	1.0	14	0.9	0.88	0.3 a 4.5	0.6
24/08/2007	125	77	5	94	20	7	267	*	*	0.9	13	0.8	*	*	*
28/08/2007	128	127	32	75	13	6	311	*	*	1.2	17	0.9	*	*	*
31/08/2007	132	118	28	76	22	9	434	*	*	0.8	16	0.6	0.94	0.3 a 4.5	0.6
04/09/2007	136	17	2	89	5	6	246	*	*	0.2	14	0.2	*	*	*
06/09/2007	138	21	5	79	2	8	320	*	*	0.2	13	0.2	*	*	*
10/09/2007	142	31	7	78	9	4	342	*	*	0.3	28	0.2	*	*	*
13/09/2007	145	23	3	87	5	5	372	*	*	0.2	25	0.2	0.96	0.3 a 3.5	0.6
17/09/2007	149	46	10	78	8	3	396	*	*	0.3	44	0.3	*	*	*

Anexo 1 (continuación). Resultados generales del reactor uno

Fecha	Día	DQO _{inf} (mg/l)	DQO _{eff} (mg/l)	Remoción DQO (%)	SST _{inf} (mg/l)	SST _{eff} (mg/l)	SST _{reactor} (mg/l)	Solidos _{sed} (ml/l)	IVL (ml/gSST)	CO (kgDQO/kgSST*d)	TRC (d)	Tasa específica de remoción U (kgDQO/kgSST-d)	Coefficiente de Integridad (IC)	Tamaño (mm)	Velocidad de sedimentación (cm/s)
20/09/2007	152	43	4	91	11	5	425	*	*	0.3	28	0.3	*	*	*
24/09/2007	156	47	8	83	9	4	465	*	*	0.3	39	0.3	*	*	*
27/09/2007	159	67	5	93	6	3	503	*	*	0.4	56	0.4	*	*	*
01/10/2007	163	66	6	91	3	5	320	*	*	0.6	21	0.6	*	*	*
05/10/2007	166	68	10	85	6	5	335	*	*	0.6	22	0.5	*	*	*
08/10/2007	169	65	8	88	7	6	351	*	*	0.6	20	0.5	*	*	*
11/10/2007	172	88	23	74	5	5	362	*	*	0.7	24	0.5	*	*	*
15/10/2007	176	65	22	67	3	6	368	10	27	0.5	20	0.4	*	*	*
19/10/2007	179	70	25	64	6	5	373	10	27	0.6	25	0.4	*	*	*
22/10/2007	182	73	24	67	5	7	377	11	29	0.6	18	0.4	*	*	*
25/10/2007	185	81	27	67	3	6	381	12	30	0.6	21	0.4	*	*	*
30/10/2007	190	118	15	87	7	16	260	13	50	1.4	5	1.2	*	*	*
02/11/2007	193	151	30	80	5	14	390	14	36	1.2	9	0.9	0.91	0.3 a 3.5	0.5
06/11/2007	197	155	35	77	6	15	410	14	34	1.1	9	0.9	*	*	*
09/11/2007	200	145	33	77	7	17	425	18	42	1.0	8	0.8	*	*	*
21/11/2007	211	150	28	81	6	19	440	19	43	1.0	8	0.8	*	*	*
27/11/2007	217	154	36	77	5	15	445	22	49	1.0	10	0.8	*	*	*
30/11/2007	220	156	33	79	8	13	451	24	53	1.0	12	0.8	*	*	*
04/12/2007	224	153	35	77	6	9	463	23	50	1.0	17	0.8	*	*	*
07/12/2007	227	150	29	81	7	8	469	20	43	1.0	20	0.8	*	*	*
11/12/2007	231	158	31	80	4	12	472	22	47	1.0	13	0.8	*	*	*
14/12/2007	234	156	32	79	2	7	473	24	51	1.0	23	0.8	0.9	0.3 a 3.5	0.5
18/12/2007	238	155	34	78	5	10	478	23	48	1.0	16	0.8	*	*	*
10/01/2008	258	205	78	62	8	13	465	22	47	1.3	12	0.8	*	*	*
15/01/2008	263	312	92	71	12	16	481	25	52	1.9	10	1.4	*	*	*
18/01/2008	266	318	95	70	9	17	496	24	48	1.9	10	1.3	*	*	*
22/01/2008	270	308	90	71	10	14	489	23	47	1.9	12	1.3	*	*	*
28/01/2008	276	310	94	70	8	18	510	23	45	1.8	9	1.3	*	*	*
31/01/2008	279	320	99	69	6	21	570	25	44	1.7	9	1.2	*	*	*
04/02/2008	283	308	92	70	4	19	588	25	43	1.6	10	1.1	*	*	*
07/02/2008	286	318	89	72	7	17	595	25	42	1.6	12	1.2	0.88	0.2 a 2.5	0.5
11/02/2008	290	315	84	73	9	19	610	26	43	1.5	11	1.1	*	*	*
14/02/2008	293	313	85	73	10	23	590	26	44	1.6	9	1.2	*	*	*
18/02/2007	297	310	82	74	11	25	625	30	48	1.5	8	1.1	*	*	*
21/02/2008	300	280	68	76	15	33	900	35	39	0.9	9	0.7	*	*	*
26/02/2008	305	295	55	81	13	35	1086	40	37	0.8	10	0.66	0.9	0.5 a 2.5	0.6

Anexo 2. Resultados generales del reactor dos

Fecha	Día	DQO _{inf} (mg/l)	DQO _{eff} (mg/l)	Remoción DQO (%)	SST _{inf} (mg/l)	SST _{eff} (mg/l)	SST _{reactor} (mg/l)	SS _{sed} (ml/l)	IVL (ml/SSTg)	CO (kgDQO/kgSST*d)	TRC (d)	Tasa específica de remoción U (kgDQO/kgSST-d)
21/11/2007	0	150	38	75	6	12	439	85	194	1.0	12	0.8
27/11/2007	6	154	36	77	5	15	500	87	174	0.9	11	0.7
30/11/2007	9	156	27	83	8	10	586	96	164	0.8	20	0.7
04/12/2007	12	153	23	85	6	8	621	103	166	0.7	26	0.6
07/12/2007	15	150	20	87	7	11	648	125	193	0.7	20	0.6
11/12/2007	19	158	19	88	4	9	685	154	225	0.7	25	0.6
14/12/2007	22	156	21	87	2	7	711	185	260	0.7	34	0.6
18/12/2007	26	155	18	88	5	5	723	200	277	0.6	48	0.6
10/01/2008	46	205	68	67	8	11	385	73	190	1.6	12	1.1
15/01/2008	51	312	65	79	12	13	397	76	191	2.4	10	1.9
18/01/2008	54	318	68	79	9	10	409	80	196	2.3	14	1.8
22/01/2008	58	308	66	79	10	12	413	81	196	2.2	11	1.8
28/01/2008	64	310	58	81	8	16	675	89	132	1.4	14	1.1
31/01/2008	67	320	56	83	6	15	830	98	118	1.2	18	1.0
04/02/2008	71	308	50	84	4	18	980	100	102	0.9	18	0.8
07/02/2008	74	318	48	85	7	17	1210	110	91	0.8	24	0.7
11/02/2008	78	315	45	86	9	22	1440	115	80	0.7	22	0.6
14/02/2008	81	313	38	88	10	19	2115	130	61	0.4	37	0.4
18/02/2007	85	310	40	87	11	23	1735	125	72	0.5	25	0.5
21/02/2008	88	280	32	89	21	28	1900	90	47	0.4	23	0.4
26/02/2008	93	295	23	92	13	23	2423	110	45	0.4	35	0.3