



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

GRANULACIÓN AEROBIA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

TESIS

Que para obtener el título de:

Ingeniero Civil

Presenta

Rosa Urbina Alcántara

Director de tesis

Dr. Simón González Martínez



MÉXICO, D.F.

AGOSTO 2007



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.

ÍNDICE

ÍNDICE.....	1
LISTA DE FIGURAS	3
LISTA DE TABLAS	5
1 INTRODUCCIÓN.....	6
1.1 Procesos aerobios para el tratamiento de aguas residuales.....	8
1.2 Granulación aerobia.....	11
1.3 Objetivos.....	14
1.3.1 Objetivo principal.....	14
1.3.2 Alcances	14
2 REACTORES DISCONTINUOS (SBR).....	15
2.1 Sistema de Operación de un SBR.....	20
2.1.1 Llenado.....	22
2.1.2 Reacción	23
2.1.3 Sedimentación	23
2.1.4 Decantación	24
2.1.5 Purga.....	24
2.2 Características de operación y diseño de los SBR.....	24
2.2.1 Características hidráulicas	25
2.2.1.1 Caudal cambiante	25
2.2.1.2 Estratificación del reactor.....	25
2.2.1.3 Número de reactores (N_R)	27
2.2.2 Características bioquímicas	28
2.2.2.1 Carga orgánica.....	28
2.2.2.2 Rapidez de utilización de oxígeno.....	29
2.2.2.3 Tiempo de retención celular	29
2.2.2.4 Duración de ciclo.....	30
3 FACTORES QUE AFECTAN LA FORMACIÓN DE GRÁNULOS.....	31

3.1	Composición del sustrato	33
3.2	Carga orgánica.....	34
3.3	Fuerza cortante hidrodinámica	35
3.4	Tiempo de sedimentación.....	36
3.5	Tiempo de retención hidráulica (TRH)	37
3.6	Carencia de sustrato en etapa de aireación.....	38
3.7	Configuración del reactor	39
3.8	Características del inóculo.....	40
3.9	Oxígeno disuelto y temperatura.....	40
4	MATERIALES Y MÉTODOS.....	42
4.1	Características del reactor discontinuo (SBR).....	43
4.2	Características del agua residual.....	48
4.3	Condiciones de arranque y operación.....	49
4.4	Muestreo	50
4.5	Determinaciones de los parámetros.....	51
5	RESULTADOS	52
5.1	Comportamiento de la Carga Orgánica (CO).....	53
5.2	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	55
5.2.1	DQO en el influente.....	55
5.2.2	DQO en el efluente.....	56
5.2.3	Remoción de DQO	58
5.3	Sólidos Suspendidos Totales (SST).....	59
5.4	Tiempo de Retención Celular (TRC)	62
5.5	Coefficiente de Rendimiento (Y).....	63
5.6	Tasa de Remoción	65
5.7	Temperatura y pH.....	66
5.8	Características de los gránulos	67
6	CONCLUSIONES.....	73
7	BIBLIOGRAFIA	75

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Comparación de velocidad de sedimentación. Gránulos aerobios vs lodos activados convencionales (Tsuneda et al., 2003)	13
Figura 1.2 Mecanismo propuesto de granulación aerobia en un reactor SBR (Beun, et al., 1998).....	14
Figura 2.1 Diagrama básico de una planta de tratamiento de lodos activados convencional (www.rema.com.mx).....	16
Figura 2.2 Diagrama de operación básica de un reactor discontinuo para remoción de materia orgánica	17
Figura 2.3 Remoción biológica de nitrógeno, fósforo y material carbonoso	18
Figura 2.4. Diagrama de un reactor discontinuo (Beun et al., 1999).....	21
Figura 2.5. Estratificación del reactor por medio de los volúmenes de trabajo (Gonzalez-Barceló, 1994)	26
Figura 3.1. Evolución de los lodos activados dentro del reactor: (a) lodo; (b) flóculos; (c), (d), (e) gránulos aerobios (Bernet et al., 1999).....	32
Figura 3.2. Gránulos aerobios cultivados con (a) glucosa y (b) acetato (Liu et al., 2005)...	34
Figura 3.3. Imágenes tomadas con microscópico de gránulos aerobios formados con diferentes valores de CO. De izquierda a derecha la CO 8, 4 y 1 kgDQO/m ³ ·d (Tay et al., 2003a).....	35
Figura 3.4. Gránulos aerobios formados con tiempos de sedimentación de (a) 20, (b) 15, (c) 10 y (d) 5 min. (Qin et al., 2004).....	37
Figura 3.5. Inóculo y gránulos a diferentes etapas de estudio y temperaturas: (a) inóculo a 8°C; (c) gránulos irregulares formados a 8°C; (d) gránulos formados a 20°C y (e) gránulos formados a 8° C (de Kreuk et al., 2005).....	41
Figura 4.1. Reactor discontinuo (SBR) a nivel laboratorio utilizado en experimento	44
Figura 4.2. Diagrama esquemático del reactor piloto. Primera etapa del experimento.....	45
Figura 4.3. Parte inferior del reactor discontinuo.....	46

Figura 4.4. Diagrama esquemático del reactor piloto. Segunda etapa del experimento.....	47
Figura 5.1. Comportamiento de la CO a lo largo del experimento	54
Figura 5.2. Comportamiento de DQO en el influente a lo largo de la operación.....	55
Figura 5.3. Comportamiento de DQO en el efluente a lo largo de la operación	57
Figura 5.4. Comportamiento de DQO en el influente y efluente en la segunda etapa del experimento	58
Figura 5.5. Remoción de DQO.....	59
Figura 5.6. Comportamiento de los SST en el reactor y efluente.....	60
Figura 5.7. Porcentaje de remoción de SST en la segunda etapa de experimento	61
Figura 5.8. Tiempo de retención celular en la segunda etapa del experimento.....	63
Figura 5.9. Coeficiente de rendimiento. Datos puntuales y promedio semanales.....	64
Figura 5.10. Comportamiento de tasa de remoción a lo largo del experimento.....	65
Figura 5.11. Imágenes tomadas con microscopio del proceso de granulación aerobia en la primera etapa del experimento.	69
Figura 5.12. Gránulos aerobios en la primera etapa.	70
Figura 5.13. Imágenes tomadas con microscopio del proceso de granulación aerobia en la segunda etapa del experimento.....	71
Figura 5.14. Imagen de los gránulos aerobios dentro del reactor.....	72

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.1 Ventajas y desventajas de los procesos aerobios.....	10
Tabla 1.2 Principales procesos biológicos empleados en el tratamiento de aguas residuales (Metcalf & Eddy, 1995).	12
Tabla 4.1 Características del SBR	43
Tabla 4.2 Características del SBR. Primera etapa de experimento	46
Tabla 4.3 Características del SBR utilizadas en la segunda etapa del experimento.....	46
Tabla 4.4 Composición del sustrato sintético.....	48
Tabla 4.5 Condiciones de operación del SBR	49
Tabla 5.1 Valores utilizados en la configuración del reactor.	53
Tabla 5.2 Valores de CO y COvol a lo largo del experimento.....	54
Tabla 5.3 Valores de DQO en el influente	56
Tabla 5.4 Valores de DQO en el efluente.....	57
Tabla 5.5 Valores de remoción DQO a lo largo del experimento	58
Tabla 5.6 Valores de SST en el reactor	60
Tabla 5.7 Valores de SST en el efluente y porcentaje de remoción en la segunda etapa del experimento	61
Tabla 5.8 Valores de SST en el efluente y porcentaje de remoción en la segunda etapa....	62
Tabla 5.9 Valores de coeficiente de rendimiento en la segunda etapa	64
Tabla 5.10 Intervalo de valores de tasa de remoción obtenidos en ambas etapas.....	66
Tabla 5.11 Valores promedio de temperatura y pH.....	66
Tabla 5.12 Valores promedio de los parámetros	68

1 INTRODUCCIÓN

El agua limpia es un recurso renovable; sin embargo puede llegar a estar tan contaminada por las actividades humanas que ya no sea útil, sino más bien nociva.

Se calcula que existe en la Tierra unos 1 300 millones de kilómetros cúbicos (km^3) de agua, de los cuales el 97.2 % se encuentra en los océanos y el 2.8 % de agua dulce, de la cual 28.3 millones de km^3 está en los casquetes polares y en las altas cordilleras, 8.1 millones de km^3 de agua disponible en ríos, lagos, arroyos, manantiales y depósitos subterráneos y el resto se encuentra en la atmósfera.

Toda comunidad produce residuos tanto líquidos como sólidos. La parte líquida, agua residual, procede esencialmente del agua suministrada a la comunidad después de haber sido contaminada por los diversos usos a los que se ha sometido.

De acuerdo con la definición de contaminante, se considera que se genera contaminación en el agua por la adición de cualquier sustancia en cantidad suficiente para que cause efectos dañinos en la flora, la fauna (incluido el humano) o en los materiales de utilidad u ornamentales para el ser humano.

Con frecuencia el sabor, olor y aspecto del agua indican que está contaminada, pero la presencia de contaminantes peligrosos sólo se puede detectar mediante pruebas químicas y biológicas específicas y precisas.

Entre los factores que generan contaminación y caracterizan a la civilización industrial están: el crecimiento de la producción y el consumo excesivo de energía, el crecimiento de la industria metalúrgica; el crecimiento de la circulación vial, aérea y acuática, y el crecimiento de la cantidad de basura y desechos que se tiran y/o se incineran.

El agua de los mares y de los ríos ha sido usada tradicionalmente como medio de evacuación de los desperdicios humanos y los ciclos biológicos del agua aseguran la reabsorción de dichos desperdicios orgánicos reciclables. Pero actualmente, ya no son solamente estos desperdicios orgánicos los que son arrojados a los ríos y a los mares sino cantidades mayores y desperdicios de productos químicos nocivos que destruyen la vida animal y vegetal acuática, y anulan o exceden la acción de las bacterias y las algas en el proceso de biodegradación de los contaminantes orgánicos.

Los contaminantes más frecuentes del agua son:

- Contaminantes físicos. Afectan el aspecto del agua y, cuando flotan o sedimentan, interfieren con la flora y fauna acuáticas. Son líquidos insolubles o sólidos de origen natural y diversos productos sintéticos que son arrojados al agua como resultado de las actividades del hombre, así como espumas, residuos oleaginosos y calor (contaminación térmica).
- Contaminantes químicos. Incluyen compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos o dispersos en el agua. Los contaminantes inorgánicos son diversos productos disueltos o dispersos en el agua que provienen de descargas domésticas, agrícolas e industriales o de la erosión del suelo. Los principales son cloruros, sulfatos, nitratos y carbonatos. También desechos ácidos, alcalinos y gases tóxicos disueltos en el agua como los óxidos de azufre, de nitrógeno, amoníaco, cloro y sulfuro de hidrógeno (ácido sulfhídrico).

Gran parte de estos contaminantes son liberados directamente a la atmósfera y bajan arrastrados por la lluvia. Esta lluvia ácida, tiene efectos nocivos que pueden observarse tanto en la vegetación como en edificios y monumentos de las ciudades industrializadas.

- Los contaminantes orgánicos también son compuestos disueltos o dispersos en el agua que provienen de desechos domésticos, agrícolas, industriales y de la erosión del suelo. Son desechos humanos y animales, de rastros o mataderos, de procesamiento de alimentos para humanos y animales, diversos productos químicos industriales de origen natural como aceites, grasas, breas y tinturas, y diversos productos químicos sintéticos como pinturas, herbicidas, insecticidas, etc. Los contaminantes orgánicos consumen el oxígeno disuelto en el agua y afectan la vida acuática (eutroficación).

Las concentraciones anormales de compuestos de nitrógeno en el agua, tales como el amoníaco o los cloruros, se utilizan como índice de la presencia de dichas impurezas contaminantes en el agua.

- Contaminantes biológicos. Incluyen hongos, bacterias y virus que provocan enfermedades, algas y otras plantas acuáticas. Algunas bacterias son inofensivas y otras participan en la degradación de la materia orgánica contenida en el agua.

La contaminación del agua es uno de los factores importantes que rompe la armonía entre el hombre y el medio a corto, mediano y largo plazo; por lo que la prevención y lucha contra ella constituye en la actualidad una necesidad de importancia prioritaria.

1.1 Procesos aerobios para el tratamiento de aguas residuales

El ciclo natural del agua tiene una gran capacidad de purificación, pero esta misma facilidad de regeneración del agua, y su aparente abundancia, hace que sea el vertedero habitual en el que arrojamamos los residuos producidos por nuestras actividades. Muchas aguas están contaminadas hasta el punto de hacerlas peligrosas para la salud humana, y dañinas para la vida.

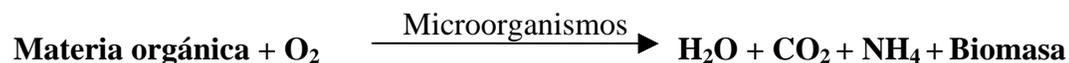
El tratamiento de estas aguas residuales es de gran importancia ya que ofrece una alternativa de solución a éstos; para que esto se logre se recurre a muchos métodos de los cuales los más utilizados son los que involucran microorganismos (tratamiento biológico) debido a que son económicos, eficientes y no generan subproductos contaminantes.

El tratamiento biológico de las aguas residuales se basa en la remoción de contaminantes mediante actividad biológica, la cual se aprovecha para remover principalmente sustancias orgánicas biodegradables, coloidales o disueltas del agua residual, mediante su conversión a gases que escapan a la atmósfera y en biomasa extraíble mediante sedimentación.

Existen diferentes tipos de procesos biológicos (Tabla 1.2): crecimiento biológico suspendido o fijo; así mismo, dependiendo del régimen de flujo predominante, los procesos biológicos se consideran de flujo continuo o intermitente y el de tipo de mezcla completa, flujo pistón o flujo con características variables.

En los procesos de tratamiento aerobio el tratamiento se efectúa en presencia de oxígeno. Los procesos anaerobios son aquellos es los cuales el tratamiento biológico ocurre en ausencia de oxígeno. En el proceso anóxico se puede remover nitrógeno mediante conversión de nitrato en nitrógeno gaseoso, en ausencia de oxígeno molecular.

El proceso aerobio es un proceso de respiración en el cual el oxígeno molecular es el receptor final de electrones; el oxígeno es reducido y el carbono es oxidado. Todos los organismos que usan oxígeno molecular como receptor de electrones son aerobios. En la forma más elemental:



Las principales ventajas y desventajas que presentan los procesos aerobios se resumen en la Tabla 1.1.

Tabla 1.1 Ventajas y desventajas de los procesos aerobios

Ventajas	Desventajas
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Baja producción de olores ➤ Mineralización de todos los compuestos biodegradables ➤ Las reacciones ocurren de manera rápida ➤ Fácil control y operación 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Tasa alta de síntesis celular y por consiguiente alta producción de lodos ➤ Requiere mucha energía eléctrica para oxigenación y mezcla

El empleo de lodos activados ofrece una alternativa para el tratamiento de aguas residuales ya que poseen una gran variedad de microorganismos capaces de remover materia orgánica presente en el agua. Esto se ve favorecido por el uso de reactores que proveen de las condiciones necesarias para la biodegradación. El proceso de lodos activados tiene como objetivo la remoción de materia orgánica, en términos de DQO, de las aguas residuales.

Básicamente se utilizan dos tipos de reactores en el tratamiento biológico de aguas residuales: por lotes (SBR) y en continuo (sistemas convencionales). Para muchos usos en la práctica los sistemas en discontinuo presentan ventajas. En los reactores en continuo los procesos se llevan a cabo simultáneamente en tanques separados, mientras que en los reactores discontinuos (SBR) los procesos tienen lugar secuencialmente en el mismo tanque. El SBR es el único proceso biológico en el que se combina en un mismo tanque el proceso de reacción, aeración, clarificación y, eventualmente, la estabilización de los lodos.

En el caso de los reactores en continuo la separación eficiente de los sólidos en el sedimentador secundario representa un factor decisivo en su diseño y operación. Es conocido 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).

1.2 Granulación aerobia

El funcionamiento del tratamiento biológico de aguas residuales es determinado por el metabolismo de los microorganismos en el sistema y por la eficacia en la separación de sólidos del efluente tratado. Al formar gránulos en el sistema se puede mejorar perceptiblemente ambos factores al mismo tiempo.

La investigación sobre granulación anaerobia ha demostrado que la aglomeración de los microorganismos en forma de gránulos compactos puede resolver problemas técnicos y tecnológicos. Es un hecho que los gránulos anaerobios cultivados en reactores de lechos granulares expandidos (UASB) presentan excelente capacidad de sedimentación lográndose una buena separación de líquido-sólido (Lettinga et al., 1984) en comparación con la biomasa del sistema convencional de lodos activados. Se sabe que los gránulos son regulares, más densos y resistentes al esfuerzo cortante, poseen buena sedimentación, altas concentraciones y la capacidad de resistir altas cargas orgánicas.

La formación de gránulos aerobios para el tratamiento de aguas residuales es un proceso reciente (Shin et al., 1992; Morgenroth et al., 1997). Hasta ahora los gránulos aerobios se han cultivado con éxito en diferentes experimentos utilizando agua residual sintética (e.g. Etterer and Wilderer, 2001; Beun et al., 2002; Moy et al., 2002; Tay et al., 2002).

Los gránulos pueden ser descritos como una colección de microorganismos en forma algo esférica, se puede considerar como un caso especial de crecimiento biopelícula (Grotenhuis et al., 1991; el-Mamouni et al., 1995; Beun et al., 2002).

Generalmente se reconoce que gránulos aerobios tienen una amplia gama de propiedades beneficiosas comparadas con el proceso de lodos activados convencional. Estos incluyen una estructura regular, densa y fuerte, sedimentan rápidamente (Figura 1.1), alta retención de biomasa, y la capacidad de resistir una alta carga orgánica.

Tabla 1.2 Principales procesos biológicos empleados en el tratamiento de aguas residuales (Metcalf & Eddy, 1995).

Procesos aerobios	Cultivo en suspensión	Lodos activados	Continuos	Flujo pistón
				Mezcla completa
			Discontinuos (SBR)	
			Nitrificación/Desnitrificación	
			Aireación extendida	
			Zanjas de oxidación	
	Lagunas aireadas			
Procesos aerobios	Cultivos fijos (biopelícula)	Filtros percoladores	Alta carga	
			Baja carga	
		Sistemas biológicos rotativos	RBC	
			Biodiscos	
	Cultivos mixtos (soporte en suspensión)	Reactores de lecho empacado		
	Cultivos mixtos (soporte en suspensión)	Reactores de lecho móvil		
Procesos anoxicos	Desnitrificación con cultivo en suspensión			
	Desnitrificación con cultivo fijo			
	Desnitrificación con cultivo mixto			
Procesos anaerobios	Cultivo en suspensión	Digestión anaerobia	Alta carga	
			Baja carga	
			Doble etapa	
	Cultivo fijo	Filtro anaerobio		
		Lecho fluidizado		
Proceso aerobio-anaerobio	Nitrificación-desnitrificación			
	Nitrificación-desnitrificación-eliminación de fósforo			

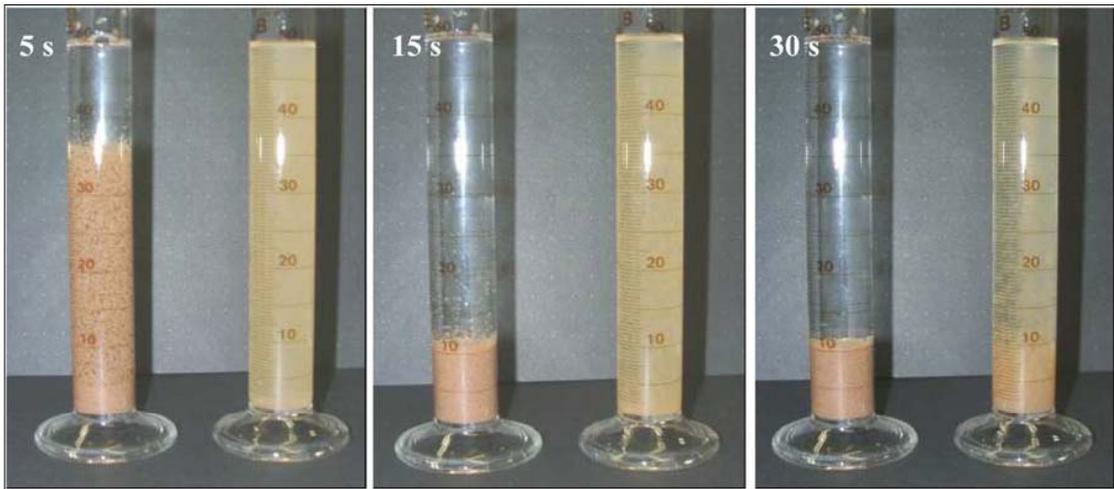


Figura 1.1 Comparación de velocidad de sedimentación. Gránulos aerobios vs lodos activados convencionales (Tsuneda et al., 2003)

Estudios previos indican que se pueden formar exitosamente gránulos aerobios utilizando un SBR (Figura 1.2). En un SBR se trata el agua residual por medio de reacciones aerobias en ciclos que pueden durar desde 2 hasta ocho horas, esperando que al finalizar cada ciclo la separación de los microorganismos sea rápida y eficiente. Los gránulos aerobios facilitan la separación y ayudan a reducir la duración del ciclo al reducir los tiempos de sedimentación desde una hora hasta 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 flóculos de lenta sedimentación. El tiempo de sedimentación es ajustado de tal manera que los flóculos indeseados sean arrastrados en la etapa de decantación. A pesar de que la tecnología asociada a la granulación aerobia es reconocida como una de las más eficientes para el tratamiento de aguas residuales, los mecanismos que influyen sobre el proceso de granulación aerobia sólo se conocen de manera superficial.

A nivel internacional, especialmente en Europa se han venido desarrollando investigaciones sobre la formación de gránulos aerobios, pero en México son muy escasos los trabajos con este tipo de sistema.

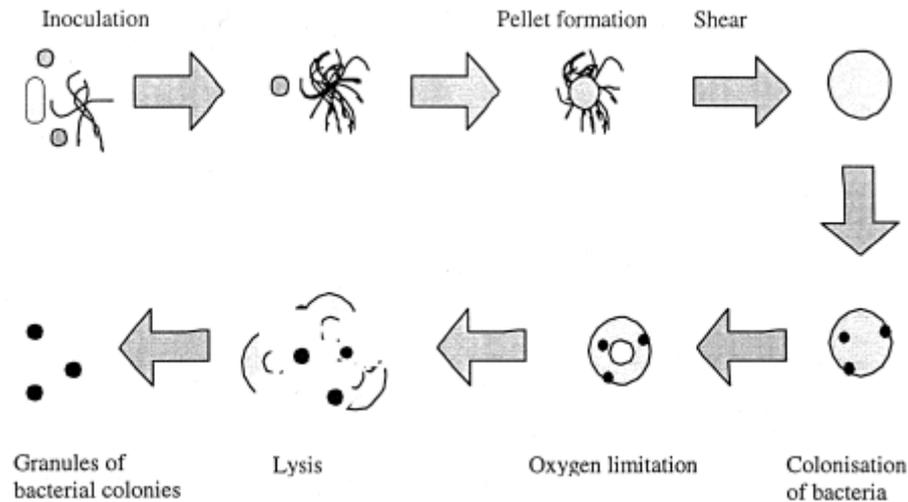


Figura 1.2 Mecanismo propuesto de granulación aerobia en un reactor SBR (Beun, et al., 1998)

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo principal

- ❖ Determinar las condiciones para la formación de gránulos aerobios en un reactor discontinuo (SBR) para tratamiento de agua residual.

1.3.2 Alcances

- ❖ Describir y controlar las variables que determinan el diseño y la operación de un reactor discontinuo (SBR).
- ❖ Determinar la estructura de los gránulos formados de acuerdo con los parámetros de operación seleccionados.
- ❖ Para la experimentación se utilizará un reactor a nivel laboratorio y será alimentado con agua residual sintética.

2 REACTORES DISCONTINUOS (SBR)

Entre los sistemas de depuración biológica los reactores de flujo discontinuo, en ingles *sequencing batch reactors* (SBR), son cada vez más utilizados en el tratamiento y depuración de aguas residuales.

Un SBR es un sistema de crecimiento suspendido en el que el agua residual se mezcla con un lodo biológico existente en un medio aireado.

Los procesos unitarios que intervienen son los mismos a los de un proceso convencional de lodos activados (Figura 2.1). En ambos sistemas intervienen la aireación y la sedimentación–clarificación. No obstante, existe entre ambos una importante diferencia. En las plantas de lodos activados convencionales, los procesos se llevan a cabo simultáneamente en tanques separados mientras que en los SBR, los procesos tienen lugar secuencialmente en el mismo tanque. El SBR es el único proceso biológico en el que se combina en un mismo tanque el proceso de reacción, aeración y clarificación.

El SBR se diseño principalmente para la remoción de materia orgánica, pero debido a sus características de operación se puede diseñar dependiendo de los objetivos de tratamiento pudiendo así eliminar carbono, fósforo y nitrógeno al mismo tiempo y en el mismo reactor.

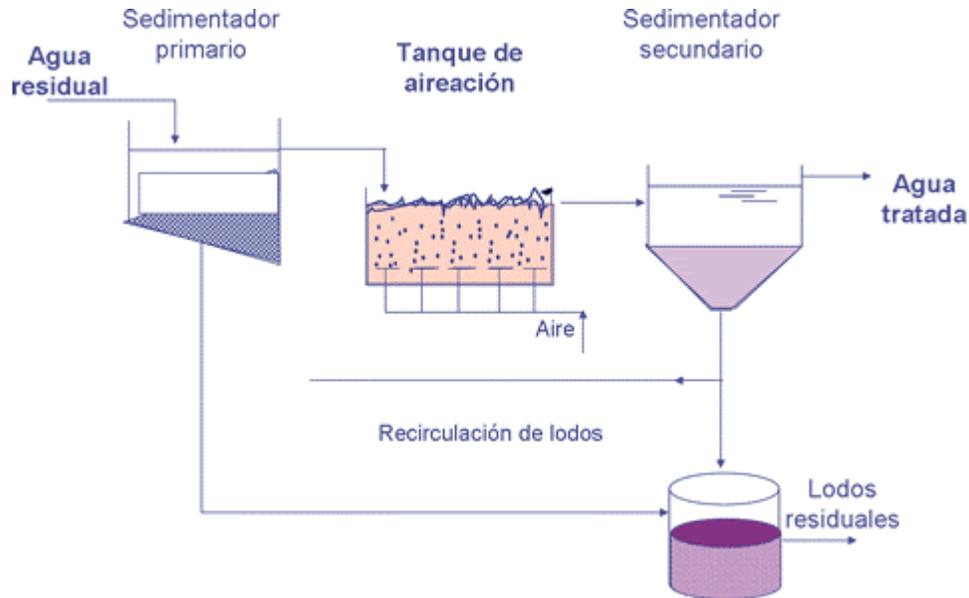


Figura 2.1 Diagrama básico de una planta de tratamiento de lodos activados convencional

Cuando se pretende remover solamente materia orgánica presente en las aguas residuales, el reactor discontinuo presenta una simple secuencia de operación, esta inicia con una etapa de llenado seguido por una reacción aireada completamente mezclada, un periodo de reposo y finalmente la decantación del efluente clarificado (Figura 2.2).

Para llevar a cabo la eliminación biológica de fósforo, nitrógeno y carbono es necesario iniciar el proceso de tratamiento bajo un régimen de mezcla completa para desnitrificar (eliminación de nitratos y nitritos que permanecen del ciclo anterior) y continuar posteriormente con una etapa de mezclado anaerobia que favorezca la liberación del fósforo y un alto consumo de material orgánico.

Posteriormente se somete el reactor a una fase de aireación para llevar a cabo la captura de fósforo, la nitrificación y la metabolización final de los compuestos orgánicos previamente almacenados por los microorganismos (Figura 2.3) (González, 1989; Wilderer, 1991; Muñoz-Colunga y González-Martínez, 1996).

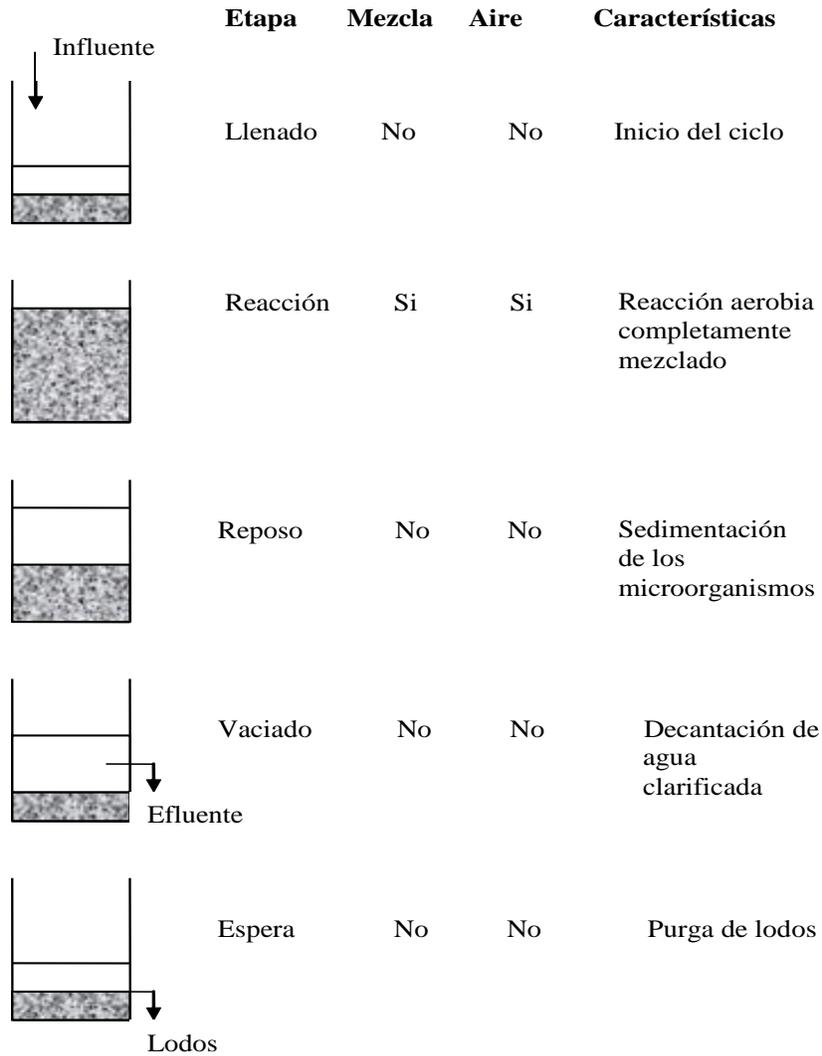


Figura 2.2 Diagrama de operación básica de un reactor discontinuo para remoción de materia orgánica

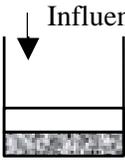
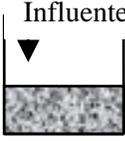
	Etapa	Mezcla	Aire	Características
	Llenado	No	No	Inicio del ciclo
	Llenado	Si	No	Fase anóxica para desnitrificación de posibles remanentes
	Reacción	Si	No	Fase anaerobia Liberación – P Remoción de C
	Reacción	Si	Si	Nitrificación Captura-P Remoción-C
	Reacción	Si	No	Fase anóxica Desnitrificación
	Reposo	No	No	Sedimentación
	Vaciado	No	No	Decantación de agua clarificada
	Espera	No	No	Purga de lodos de exceso

Figura 2.3 Remoción biológica de nitrógeno, fósforo y material carbonoso (Irvine, 1983; Modificado).

La tecnología SBR presenta algunas ventajas, tal como lo citan Norcross (1992) McWhorter (1992) y González (1994) en sus trabajos sobre tratamiento de aguas residuales en donde emplea este tipo de reactor. Dentro de estas ventajas se mencionan las siguientes:

- a) Presentan mayor flexibilidad para ajustar las condiciones de operación.
- b) Aceptan altas concentraciones de contaminantes, permaneciendo estables bajo condiciones cambiantes de caudal y concentraciones de contaminantes.
- c) Operan con mayor eficiencia de transferencia de oxígeno durante gran parte de la fase de aireación.
- d) Son capaces de producir lodos más sedimentables por su capacidad para inhibir el crecimiento de organismos filamentosos.
- e) No requieren tanque de sedimentación secundario.
- f) No necesitan los sistemas de bombeo para la recirculación de lodos.
- g) Tienen la capacidad de remover fósforo y nitrógeno junto con material carbonoso.
- h) Permiten el tratamiento de aguas residuales con concentraciones medias a altas, 500 a 3000 mgDQO/l, gracias a la facilidad que tienen para ajustar los tiempos de reacción bioquímica y diluir el agua.
- i) Área de construcción mínima.
- j) Ahorro potencial de inversión de capital por la eliminación de sedimentadores y otros equipos.
- k) Posibilidad de automatización con una baja inversión en sistemas pequeños.
- l) Sencillez de operación.

El mismo McWhorter (1992) afirma que no todo son ventajas en el reactor discontinuo, sino también presentan algunas desventajas. Dentro de estas se citan las siguientes:

- a) Pérdida de carga hidráulica en el reactor debido al nivel variable de agua tratada en cada ciclo.
- b) Posibilidad de requerir un volumen total mayor que el que requiere un sistema de flujo discontinuo.

- c) Se requiere un nivel mayor de sofisticación (en comparación a los sistemas convencionales) de las unidades de programación temporal y controles, especialmente en sistemas de mayor tamaño.
- d) Un nivel más alto de mantenimiento (comparado con los sistemas convencionales) asociado con el tipo más sofisticado de controles, interruptores automáticos y válvulas automáticas.
- e) Descarga potencial de lodos flotantes o sedimentados durante la fase de descarga o decantación del reactor en algunas configuraciones de SBR.
- f) Taponamiento potencial de los dispositivos de aireación durante ciclos operativos específicos dependiendo del sistema de aireación utilizado por el fabricante.
- g) Necesidad potencial de homogenización de caudales dependiendo de los procesos utilizados aguas abajo.

A continuación se describe esta tecnología, sus características de operación y diseño.

2.1 Sistema de Operación de un SBR

El sistema de operación de un reactor discontinuo (SBR) consiste de uno o más tanques, equipos de aireación y mezcla, y un sistema de control (Ketchum, 1996). Los elementos centrales de un sistema de SBR son la unidad de control (PLC) y los interruptores y válvulas automáticas que regulan la secuencia y duración de las diferentes operaciones. En la Figura 2.4 se observa un reactor discontinuo con sus principales componentes.

El sistema de un solo tanque se aplica en situaciones donde no hay flujo continuo, donde controles reguladores por tiempo deben usarse para manejar motores y válvulas. El operador es requerido para mínimas operaciones.

La operación en sistemas de muchos tanques puede ser tanto simple como complejo, con una participación mínima de operador, como compleja, y las variaciones de flujo y de carga y el grado de tratamiento requerido dictan el control requerido (Irvine y Busch, 1979).

Los tanques utilizados en un SBR son relativamente profundos (5 a 6 m) y su sección transversal puede ser circular o rectangular. El tanque del SBR se construye normalmente de acero o concreto. Para aplicaciones industriales los tanques más comunes son los de acero con revestimiento para control de corrosión, mientras que los de concreto son los más comunes para el tratamiento de aguas domésticas municipales.

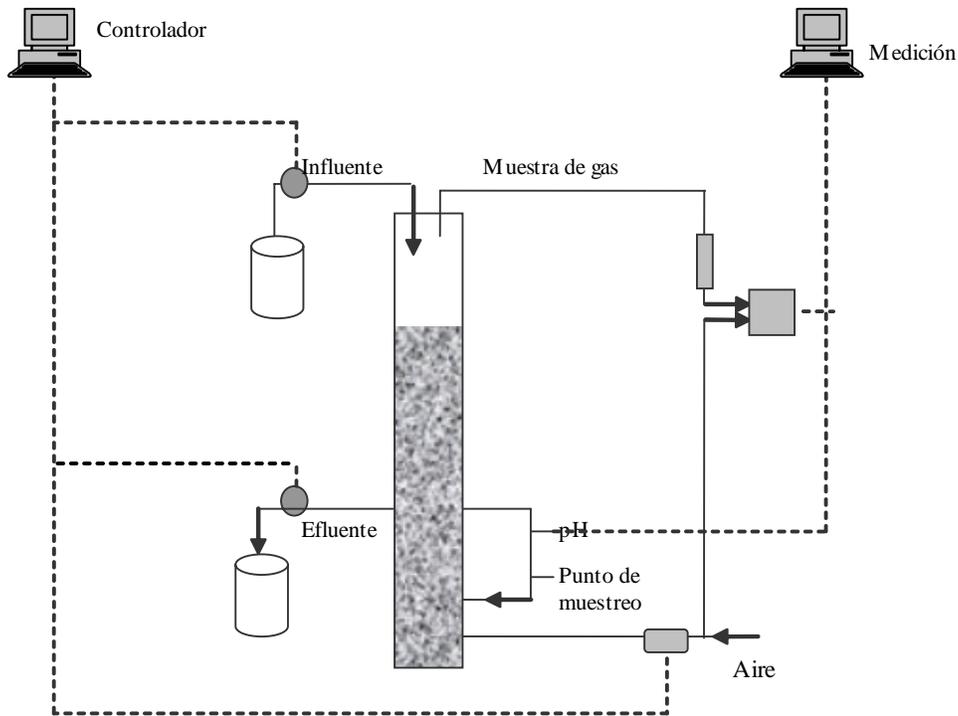


Figura 2.4. Diagrama de un reactor discontinuo (Beun et al., 1999)

Generalmente se usa un sistema completo de SBR recomendado y suministrado por un solo fabricante. Sin embargo, es posible que un ingeniero diseñe sistemas individuales de SBR ya que todos los tanques, equipos y controles pueden ser obtenidos de diferentes fabricantes. Este procedimiento no es típico para instalaciones de SBR dado el nivel de sofisticación de la instrumentación y los controles asociados con el sistema.

Todos los sistemas SBR tienen 5 pasos o fases en común, los cuales se llevan a cabo en secuencia (Irvine y Bush, 1979; Arora, 1985; González, 1994; Ketchum, 1996). A continuación se describe las características de cada etapa.

2.1.1 Llenado

En la primera fase, llenado, se introduce el agua residual al sistema. Se pueden diferenciar de manera general dos tipos de llenado: el llenado estático y llenado dinámico.

En el llenado estático, el agua residual del influente se añade a la biomasa ya presente en el reactor. El llenado estático no tiene mezcla ni aireación, lo cual significa que se tendrá una alta concentración de sustrato (alimento) una vez que se inicie la mezcla. Una alta relación alimento a microorganismos (F/M) crea un medio propicio para que los organismos crezcan en flóculos en vez de filamentos; esto da al lodo buenas características de sedimentación. Además, las condiciones de llenado estático favorecen a los organismos que hacen almacenamiento interno de productos durante condiciones de alta concentración de sustrato, lo cual es un requisito para la remoción biológica del fósforo. Durante el llenado estático estarán todos los equipos en sistema no operativo (EPA, 1999).

El llenado con mezcla es llevado a cabo mezclando los compuestos orgánicos del influente con la biomasa, para iniciar así las reacciones biológicas. Este paso se puede dar en presencia o ausencia de oxígeno, dependiendo del tipo de reacciones que se quiera favorecer. Durante el llenado con mezcla, las bacterias degradan biológicamente los compuestos orgánicos y utilizan el oxígeno residual u otro compuesto receptor de electrones alterno, como los nitratos.

El influente puede ser bombeado al tanque a través de un dispositivo de válvulas automáticas. El punto de alimentación se establece dependiendo del objetivo del tratamiento, algunos lo hacen cerca de la superficie, en la pared o por debajo de la biomasa (Cuevas, 1998). El tiempo de llenado depende del volumen de llenado, el número de tanques paralelos en operación y el grado de variación en el caudal del agua residual (González-Barceló, 1994).

2.1.2 Reacción

Durante la segunda fase del ciclo, reacción, el agua residual es mezclada mecánicamente para eliminar las posibles espumas superficiales. Dependiendo de las reacciones que se desea favorecer, durante esta etapa se puede o no suministrar oxígeno.

La etapa de reacción es un proceso cuyos resultados varían con su duración, y en la que el agua residual es continuamente mezclada y aireada, permitiendo que se produzca el proceso de degradación biológica. Durante un posible periodo anaerobio se logra la liberación de fosfatos y la captura de material orgánico. Durante las reacciones con aireación se completan las reacciones aeróbicas que se iniciaron durante el llenado aireado, y puede lograrse la nitrificación (EPA, 1999) y subsecuentemente captura de fosfatos.

Muchos sistemas emplean para mezclar un sistema mezclador-aireador sumergible; sin embargo, los difusores o sistemas de aireación mecánica se usan para tener una mezcla completa. En ocasiones se requiere una bomba de recirculación para proporcionar el mezclado durante las fases anóxicas y anaerobias en la eliminación de nutrientes (Cuevas, 1998).

2.1.3 Sedimentación

En la tercera fase del ciclo, llamado etapa de sedimentación, se detienen todos los equipos para generar condiciones de reposo en todo el tanque y que los lodos puedan ser separados del agua tratada. En este caso se espera la mayor separación de sólidos por medio de la fuerza gravitacional.

En algunos casos una agitación moderada durante las fases iniciales de la sedimentación puede producir un efluente mejor clarificado y lodo sedimentado de mayor concentración. En un reactor SBR no existen corrientes de influente o efluente que interfieran con el proceso de sedimentación como sí es el caso de los sistemas convencionales de lodos activados (EPA, 1999).

2.1.4 Decantación

Durante la fase de vaciado, el agua tratada es retirada del tanque mediante un sistema de eliminación de sobrenadante superficial.

Existen dos tipos de decantadores en el mercado: los flotantes y los fijos. Los flotantes tienen la ventaja de mantener sumergido el orificio de toma muy cerca de la superficie del agua para minimizar la remoción de sólidos en el efluente durante el paso de descarga. Los decantadores flotantes también ofrecen flexibilidad operacional en respuesta a volúmenes variables de llenado y vaciado. Los decantadores fijos se instalan en la pared del tanque y pueden ser empleados si se usa una fase extendida de sedimentación.

El extender la duración esta fase minimiza la posibilidad de que los sólidos en el agua residual floten sobre el decantador. En algunos casos, los decantadores fijos son menos costosos y pueden ser diseñados para permitir que el operador baje o suba su nivel. Los decantadores fijos no ofrecen la flexibilidad de operación de los flotantes (Environmental Protection Agency, 1999).

En cualquier caso, el mecanismo de decantación debe ser diseñado y operado de una manera que impida que los sólidos sedimentados sean descargados.

2.1.5 Purga

El periodo entre la decantación y el llenado es llamado purga. Esta última fase es indispensable para controlar el proceso ya que permite mantener en el reactor una concentración específica de microorganismos cuando la tasa de reproducción de los mismos es conocida.

2.2 Características de operación y diseño de los SBR

Para llevar a cabo la eliminación de contaminantes presentes en las aguas residuales es muy importante considerar la influencia de las características hidráulicas y bioquímicas, ya que

estos factores pueden disminuir la calidad del tratamiento. A continuación se describen las características que deben considerarse en el diseño y operación de un reactor discontinuo.

2.2.1 Características hidráulicas

2.2.1.1 Caudal cambiante

Las altas variaciones entre valores mínimos y máximos de caudal es uno de los principales problemas asociados con el diseño y operación de los reactores discontinuos.

Los caudales cambiantes con que llegan las aguas residuales a las plantas son inevitables. Sin embargo, son más pronunciados en las descargas provenientes de pequeñas aglomeraciones, como son: servicios públicos, establecimientos comerciales e industrias con discontinuidad en el uso del agua. Esto se debe al patrón similar de actividades individuales, por esto no es de extrañarse que se presenten intervalos de tiempo con caudales muy por encima del caudal medio, o bien, intervalos prolongados sin aportación de caudal (Goronszy, 1979; Kamiyama, 1979; Halmos, 1986).

2.2.1.2 Estratificación del reactor

Una de las incógnitas que surgen al proyectar un sistema de lodos activados con reactores discontinuos corresponde a la forma en que debe estratificarse (zonificarse) el reactor antes, durante y después de la etapa de reacción (Figura 2.5).

El reactor discontinuo puede ser estratificado con base en los volúmenes de trabajo, dichos volúmenes se encuentran en función de la carga orgánica y del diseño del reactor. Según González-Barceló, estos volúmenes de trabajo son:

Volumen de llenado (V_{LL})

Es el volumen de agua tratada por ciclo: se determina por la curva de volúmenes acumulados. Este volumen puede diferir de ciclo a ciclo porque en ocasiones tiene que

tratarse el agua recibida dentro de un tiempo de llenado máximo permisible aunque no se alcance el nivel determinado del volumen de diseño (Goronszy, 1979; Halmos, 1986; Irvine y Busch, 1979; Manning e Irving, 1985).

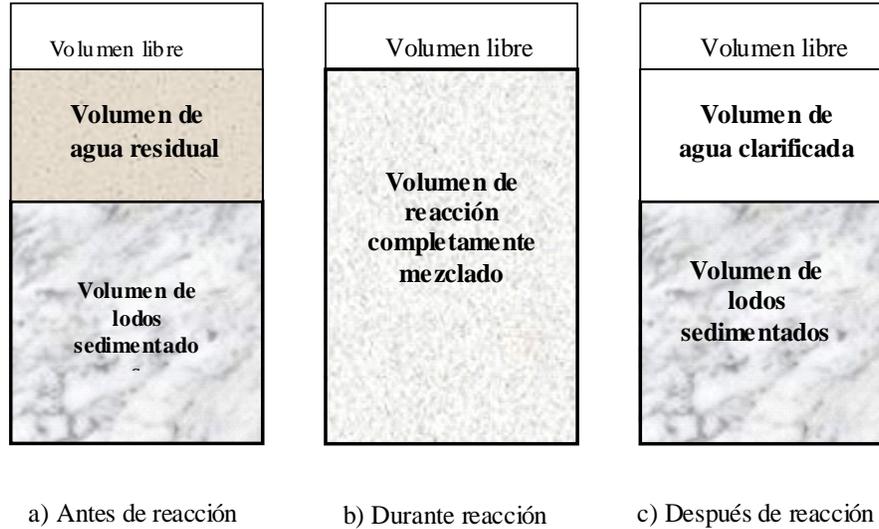


Figura 2.5. Estratificación del reactor por medio de los volúmenes de trabajo (Gonzalez-Barceló, 1994)

Volumen de lodos (V_L)

En el reactor debe mantenerse después de cada ciclo de tratamiento la cantidad adecuada de biomasa para el tratamiento biológico de la nueva agua residual. Al sedimentar estos lodos ocupan un volumen que esta en función de la concentración de sólidos suspendidos y de sus características de sedimentación, debiendo proporcionar un volumen adecuado para que se deposite esta biomasa en el fondo del reactor.

Volumen de dilución (V_I)

El volumen de dilución tiene como función evitar el arrastre de sólidos y controlar la carga orgánica aplicada

Volumen remanente (V_R)

Al finalizar el periodo de reposo que permite la sedimentación de la biomasa en suspensión, encima del manto de lodos queda el sobrenadante clarificado del cual solamente se extrae una cantidad equivalente al volumen de llenado. Por lo tanto en el reactor queda un volumen remanente ocupado por los lodos sedimentados y el volumen de dilución de agua clarificada, de tal manera que:

$$V_R = V_L + V_I \quad \text{Ec. (2.1)}$$

Volumen de reacción (V_{REAC})

El volumen de reacción o volumen de lodos activados formado por la mezcla de aguas residuales y la biomasa en suspensión puede diferir de ciclo a ciclo porque en ocasiones tendrá que tratarse el agua que se reciba dentro de un tiempo máximo permisible de llenado condicionado por la cantidad y la calidad de las aguas a tratar aunque no se alcance el nivel máximo de diseño para llenado (Goronszy, 1979; Halmos, 1986; Irvine y Busch, 1979; Manning e Irving, 1985).

2.2.1.3 Número de reactores (N_R)

El número de reactores dependerá de la curva de volúmenes acumulados y la decisión puede ser entre un solo reactor grande o varios pequeños (González-Barceló, 1994).

Si no se utiliza tanque de igualación de caudales para desviar el influente cuando todos los reactores estén ocupados, entonces el número de reactores debe ser suficiente para que cuando un reactor termine de llenarse otro este listo para recibir agua residual e iniciar así un nuevo ciclo.

Para lograr la secuencia de llenado de los reactores, su número (N_R) debe ser igual a la relación entre la duración del ciclo (t_{ciclo}) y el tiempo de llenado de los reactores (t_{LL}), por lo tanto, el número de reactores está dado por:

$$N_R = \frac{t_{ciclo}}{t_{LL}} \quad \text{Ec. (2.2)}$$

2.2.2 Características bioquímicas

2.2.2.1 Carga orgánica

En los sistemas discontinuos la carga orgánica es un parámetro importante que representa la cantidad de sustrato (expresado como DBO o DQO) suministrado al sistema en un día. González-Barceló (1994) considera el concepto de carga orgánica como la cantidad de materia orgánica (DBO o DQO) alimentada al sistema en un día.

La carga orgánica se define como el cociente que resulta de dividir la cantidad de material carbonoso presente en el agua residual que entra al reactor entre la cantidad de biomasa suspendida y el tiempo que dura la reacción. La ecuación 2.1 muestra la forma de determinación de la carga orgánica

$$CO = \frac{V_{LL}}{V_T} \cdot \frac{S_o}{SST \cdot T_{REAC}} \quad \text{Ec. (2.3)}$$

donde,

- CO Carga orgánica, en kgDQO/kgSST·d
- V_{LL} Volumen de cambio o de llenado, en m^3
- V_T Volumen total, en m^3
- S_o Concentración de materia orgánica en el influente medida como DQO, en $kgDQO/m^3$
- SST Concentración de sólidos suspendidos en el licor mezclado, en $kgDQO/m^3$
- T_{REAC} Tiempo de reacción, en d

2.2.2.2 Rapidez de utilización de oxígeno

Cuando inicia la fase de reacción con aireación bajo régimen de mezcla completa, la cantidad de material carbonoso por unidad de biomasa y en consecuencia la rapidez para utilización del sustrato son tan altas que la demanda para utilización de oxígeno excede la capacidad para transferencia de oxígeno para el equipo correspondiente y por lo tanto la concentración de oxígeno, en los inicios de esta fase, permanecen iguales o cercanos a cero. Una vez que comienza a disminuir la cantidad de material carbonoso por unidad de biomasa, también declina la tasa de utilización de sustrato y empieza a aumentar la concentración de oxígeno disuelto hasta que más tarde, una vez concluida la degradación de los contaminantes, alcanza sus valores máximos (McWhorter, 1992).

2.2.2.3 Tiempo de retención celular

La edad de la biomasa suspendida o tiempo de retención celular dentro del reactor depende de la carga orgánica aplicada. El tiempo de retención celular equivale al tiempo promedio que la biomasa permanece dentro del reactor (Randall et al., 1992). La ecuación 2.4 muestra la forma como se determina el tiempo de retención celular.

$$TRC = \frac{SS \cdot V_T}{SS_{EF} \cdot Q} \quad \text{Ec. (2.4)}$$

donde,

- TRC Tiempo de retención celular, en d
- SS Sólidos suspendidos dentro del reactor, en kgSST/m³
- SS_{EF} Sólidos suspendidos en el efluente, en kgSST/m³
- V_T Volumen total, en m³
- Q Gasto del efluente, en m³/d

2.2.2.4 Duración de ciclo

La duración del ciclo depende del grado de complejidad de la sustancia por degradar (remoción de materia orgánica, nitrificación, desnitrificación y remoción de fósforo), y de la concentración de contaminantes del agua residual. McWrorter (1992) indica que la duración del ciclo del un reactor discontinuo puede variar desde tres hasta veinticuatro horas, dependiendo principalmente del tipo y concentración de contaminantes. Sin embargo un sobre diseño puede acarrear problemas como el crecimiento de organismos filamentosos, los cuales presentan como característica que son difíciles de sedimentar (Brenner et al., 1992; Nakazawa y Tanaka., 1991).

3 FACTORES QUE AFECTAN LA FORMACIÓN DE GRÁNULOS

Los lodos activados son biomasa que utiliza el sustrato nutritivo de las aguas residuales como alimento. Los gránulos aerobios son considerados como un conjunto compacto y denso de biomasa en forma esférica. Pueden ser considerados como un caso especial de biopelícula (Grotenhuis et al., 1991; El-Mamouni et al., 1995; Beun et al., 2002).

Los gránulos aerobios tienen una amplia gama de propiedades benéficas comparadas con el sistema convencional de lodos activados. Entre ellas se incluyen una estructura regular, densa y fuerte, mayor velocidad de sedimentación, un alto tiempo de retención celular y la capacidad de resistir altas cargas orgánicas (Liu et al., 2004).

Mientras que el tratamiento de aguas residuales con gránulos aerobios es relativamente nuevo, la utilización de gránulos anaerobios es uno de los procesos de tratamiento de aguas residuales más conocidos y aplicado en la actualidad.

Una breve revisión bibliográfica de granulación anaerobia y aerobia muestra que una gran variedad de especies de bacterias son capaces de formar los gránulos (Lettinga et al., 1984;

Vanderhaegen et al., 1992; de Cerveza et al., 1993; Van Benthum et al., 1996). Esta observación ha conducido a investigadores a suponer que la granulación no es una función de grupos microbiológicos, pero si de condiciones de funcionamiento del reactor (Beun et al., 1999).

Hasta ahora la formación de gránulos aerobios ha sido reportada en reactores discontinuos (SBR). El sistema SBR se a utilizado extensamente en el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales por este motivo se ha modificado en su diseño tradicional de lodos activados para utilizarlo en la formación de gránulos aerobios. En la Figura 3.1 se muestra el proceso de evolutivo de los lodos activados hasta formar gránulos aerobios.

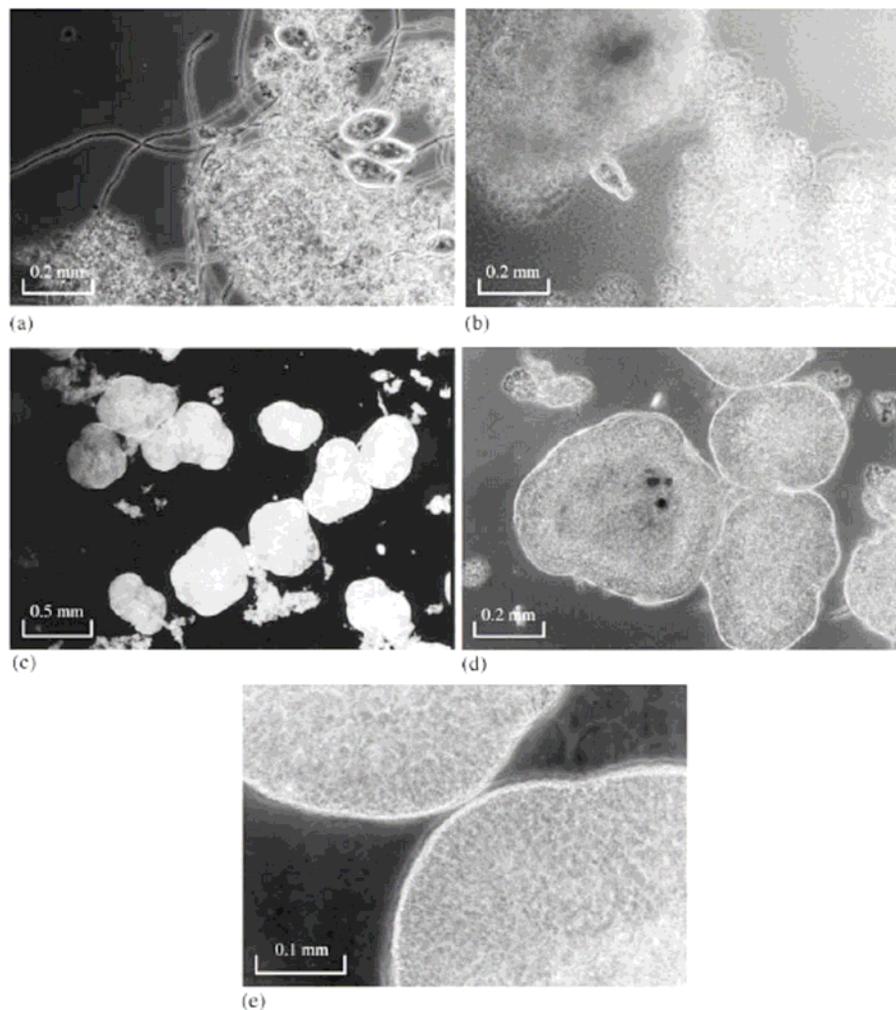


Figura 3.1. Evolución de los lodos activados dentro del reactor: (a) lodo; (b) flóculos; (c), (d), (e) gránulos aerobios (Bernet et al., 1999)

La mayor cantidad de investigaciones sobre los factores necesarios para la formación de gránulos se ha realizado en reactores a nivel laboratorio y se ha enfocado en observar el efecto del tiempo de sedimentación, la fuerza transversal y la carga orgánica volumétrica sobre la formación y la estructura de los gránulos.

Para que esta tecnología pueda ser aplicada en una escala mayor, las condiciones más importantes para que se logre la formación de gránulos son las siguientes:

- a) La conversión de sustratos rápidamente biodegradables en sustrato lentamente biodegradable aplicando un régimen de abundancia y seguido de un régimen de hambre (Villaseñor et al., 2000; Beun et al., 2001).
- b) Bajos tiempos de sedimentación al final del ciclo para permitir que solamente los gránulos más pesados lleguen al fondo antes de ser evacuada el agua tratada (Beun et al., 2000).
- c) Someter a los gránulos a condiciones de stress durante el periodo de aireación (Beun et al., 2000).

En este capítulo se comentan los factores que afectan la formación de gránulos aerobios.

3.1 Composición del sustrato

Los gránulos aerobios han sido cultivados satisfactoriamente con una amplia variedad de sustratos incluyendo glucosa, acetato, etanol y fenol (Beun et al., 1999; Peng et al., 1999; Tay et al., 2001a, 2003b; Moy et al., 2002; Jiang et al., 2002; Yang et al.; Schwarzenbeck et al., 2003). Sin embargo, la micro estructura del gránulo parece estar relacionada con el tipo de fuente de carbón. La formación de gránulos aerobios utilizando agua residual industrial ha sido estudiada por Morgenroth et al (1997) y Schwarzenbeck et al (2003).

Al utilizar solamente glucosa como alimento el gránulo presenta filamentos alrededor de su estructura, mientras que al utilizar solamente el acetato como fuente de alimento el gránulo

no presenta filamentos y su estructura es más compacta predominando los gránulos en forma de esfera (Figura 3.2).

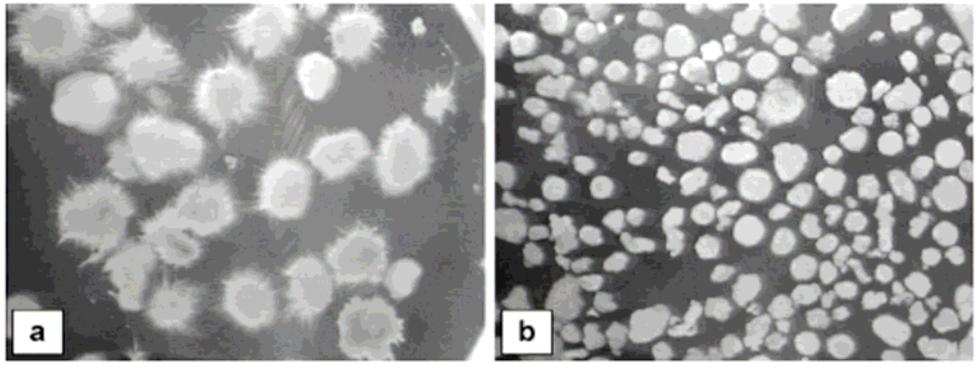


Figura 3.2. Gránulos aerobios cultivados con (a) glucosa y (b) acetato (Liu et al., 2005)

3.2 Carga orgánica

El papel que tiene la carga orgánica en la formación de gránulos anaerobios ha sido reconocido. Pruebas muestran que la granulación anaerobia puede ser lograda aumentando gradualmente la carga orgánica (Hulshoff Pol, 1989; Kosaric et al., 1990; Campos y Anderson, 1992; Tay y Yan, 1996).

En contraste con la granulación anaerobia, el efecto de la carga orgánica sobre la formación de gránulos aerobios se ha estudiado poco. Sin embargo, en un sistema de lodo activado, fue demostrado que el tamaño de los flóculos aumentó con la carga orgánica (Barbusinski y Koscielniak, 1995).

La evidencia sugiere que los gránulos aerobios pueden formarse en rangos de carga orgánica entre 2.5 a 15 kgDQO/m³·d (Moy et al., 2002; Liu et al., 2003a). Al parecer la granulación aerobia no depende de la carga orgánica.

Aunque los efectos de la carga orgánica en la formación de gránulos aerobios es insignificante, las características físicas en los gránulos aerobios si dependen de la carga orgánica. El tamaño de los gránulos aumentó de 1.6 a 1.9 mm al aumentar la carga

orgánica de 3 a 9 kgDQO/m³·d (Tay et al., 2003^a. Figura 3.3). Una tendencia similar fue observada en la granulación anaerobia (Grotenhuis et al., 1991).

El efecto de la carga orgánica sobre la morfología del gránulo aerobio, en términos de redondez, fue encontrado casi insignificante. Mientras los gránulos aerobios desarrollados con diferentes valores de carga orgánica expusieron similares características de densidad de biomasa seca, gravedad específica e índice de volumen de lodo (IVL), la resistencia de los gránulos aerobios disminuyó con el aumento de la carga orgánica (Liu et al., 2003a; Tay et al., 2003).

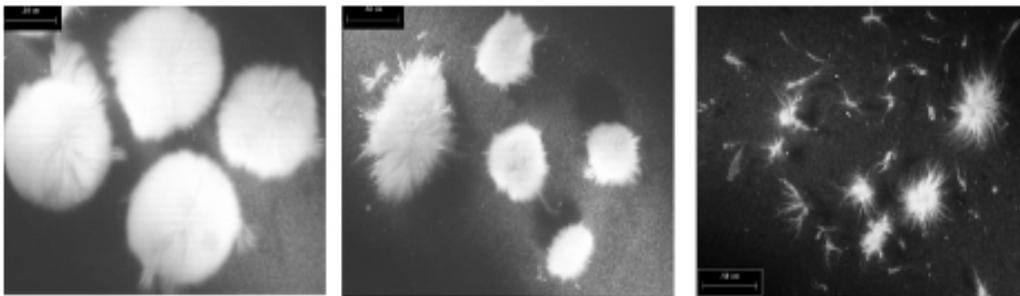


Figura 3.3. Imágenes tomadas con microscópico de gránulos aerobios formados con diferentes valores de CO. De izquierda a derecha la CO 8, 4 y 1 kgDQO/m³·d (Tay et al., 2003a)

Asimismo en la granulación anaerobia se ha encontrado que una alta carga orgánica reduce la resistencia en la estructura del gránulo; es decir la desintegración del gránulo puede ocurrir al aumentar la carga orgánica (Morvai et al., 1992; Quarmby y Forster, 1995). Por otro lado, una carga orgánica alta favorece el índice de crecimiento de la biomasa y esto a su vez reduce la resistencia de la estructura del gránulo (Liu et al., 2003c).

3.3 Fuerza cortante hidrodinámica

Evidencias muestran que valores altos de fuerza cortante favorecen la formación de gránulos aerobios más estables (Shin et al., 1992; Tay et al., 2001a). Los gránulos aerobios podrían ser formados con valores de fuerza cortante hidrodinámica en términos de

velocidad de flujo ascendente por arriba de 1.2 cm/s en un reactor discontinuo, con este valor se pueden formar gránulos aerobios más redondos y densos (Tay et al., 2001a).

La densidad y resistencia estructural del gránulo son aumentadas proporcionalmente al aumentar la fuerza cortante aplicada (Tay et al., 2003c). Estas observaciones pueden implicar que la estructura del gránulo aerobio principalmente es determinada por la fuerza cortante presente en el reactor. Sin embargo, es conocido que los microorganismos pueden mediar tanto cohesión como adherencia de células y jugar un papel crucial en el mantenimiento de la integridad estructural. Tay et al. (2001a) divulgó que la producción de polisacáridos extracelulares fue asociada con la fuerza cortante y la estabilidad de gránulos aerobio (Tay et al., 2001c).

Así, un valor alto de fuerza cortante estimuló a las bacterias para secretar más polisacáridos. Por consiguiente, la producción de polisacáridos puede contribuir a una estructura compacta y fuerte en los gránulos aerobios.

3.4 Tiempo de sedimentación

El principal criterio de diseño de reactores discontinuos se basa en la consideración 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 permitiendo que solamente los gránulos más pesados lleguen al fondo antes de ser evacuada el agua tratada.

Entonces se considera que la principal variable de operación de este sistema es el tiempo de sedimentación (Beun et al., 1999). En los reactores discontinuos la velocidad de sedimentación se encuentra alrededor de los 12 m/h (Kreuk et al., 2004).

Qin et al. (2004) reportó que los gránulos aerobios cultivados en un reactor discontinuo operado con un tiempo de sedimentación de 5 minutos se formaron exitosamente. Con tiempos de sedimentación de 10, 15 y 20 minutos se observaron mezclas de gránulos

aerobios y flóculos. En la Figura 3.4 se muestra imágenes de gránulos aerobios formados en cuatro reactores discontinuos con diferentes tiempos de sedimentación.

Generalmente, los gránulos aerobios maduros sedimentan aproximadamente en un minuto, dejando en el volumen de recambio flóculos o gránulos más pequeños (Tay et al., 2001a).

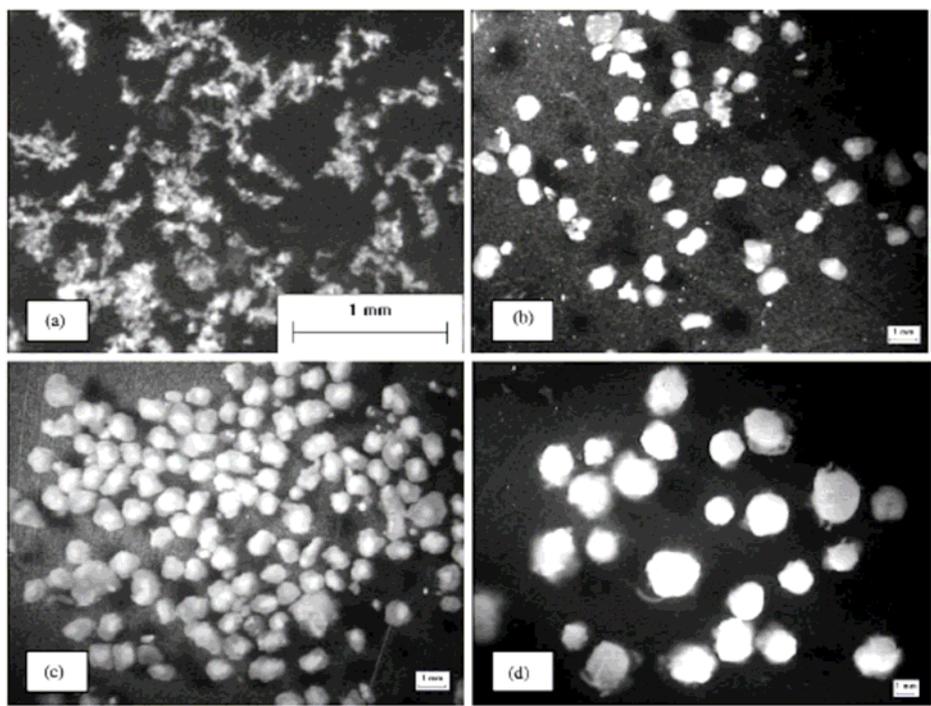


Figura 3.4. Gránulos aerobios formados con tiempos de sedimentación de (a) 20, (b) 15, (c) 10 y (d) 5 min. (Qin et al., 2004)

3.5 Tiempo de retención hidráulica (TRH)

En la granulación aerobia, los flóculos que sedimenten lentamente serán removidos en la fase de decantación, permitiendo solamente a los gránulos más pesados permanecer en el reactor. La duración del ciclo representa la frecuencia en que los sólidos son removidos con la decantación del efluente, y es relacionado con el tiempo de retención hidráulica (TRH).

Una duración de ciclo corto evita que continúen creciendo sólidos de baja densidad, debido a que la mayoría de estos ya han sido descargados en el efluente. Sin embargo, si la

duración del ciclo es muy corta las bacterias serán incapaces de reproducirse y compensar el volumen de los sólidos decantados, por consiguiente ocurrirán pérdidas de sólidos. Así, el TRH debe ser bastante corto para suprimir el crecimiento suspendido, pero lo suficientemente largo para permitir el crecimiento microbiano y la acumulación de este.

La duración del ciclo en un reactor discontinuo puede servir como una herramienta hidráulica de selección de microorganismos en el sistema.

3.6 Carencia de sustrato en etapa de aireación

El sistema SBR opera en ciclo, con secuencias de: llenado, reacción, sedimentación, decantación y purga. Por consiguiente, los microorganismos que crecen en el SBR están sujetos a fluctuaciones periódicas en las condiciones ambientales. Durante el ciclo de operación, un período importante de carencia de sustrato aeróbico ha sido identificado (Tay et al., 2001a).

En la operación, el período de aireación en realidad consiste en dos fases: una fase de degradación en la cual el sustrato es agotado, seguida por una fase de carencia de sustrato aerobio en la cual el sustrato externo ya no está disponible. En condiciones de carencia de sustrato, las bacterias se hicieron más hidrófobas facilitando la adherencia microbiana (Tay et al., 2001a).

Es posible que la agregación sea una estrategia de las células para sobrevivir al período de carencia de sustrato. Al parecer los microorganismos son capaces de cambiar sus características superficiales cuando afrontan carencia de sustrato (Tay et al., 2001a). Bossier y Verstraete (1996) reportaron que bajo estas condiciones, las bacterias son más hidrófobas y esto, probablemente, facilita la adherencia o la agregación.

Tales cambios contribuyen a la capacidad microbiana de agregar. Así, el hambre desempeña un papel en la agregación microbiana y conduce a que se formen gránulos más fuertes y más densos. Aunque la carencia de sustrato periódica en un reactor discontinuo es

importante para la agregación microbiana, la contribución de otras condiciones de operación no debería ser descuidada.

McSwain et al. (2003) desarrollaron una estrategia de operación de reactor discontinuo que facilita la formación de los gránulos aerobios: dicha estrategia se basa en la alimentación intermitente, es decir, el reactor discontinuo se opera con diferentes tipos de llenado para variar los periodos de abundancia-carencia. Un periodo de abundancia carencia en la operación del reactor discontinuo favorece la formación de gránulos aerobios compactos y densos.

Aunque la carencia de sustrato periódica en un reactor discontinuo es importante para la agregación microbiana, la contribución de otras condiciones de operación no debería ser descuidada.

3.7 Configuración del reactor

En la mayoría de los casos reportados, los gránulos aerobios fueron producidos en un reactor discontinuo tipo columna con flujo de aire ascendente. La configuración de reactor tiene un impacto sobre el tipo de flujo del líquido y conjuntos microbianos en el reactor (Beun et al., 1999; Liu y Tay, 2002).

El reactor discontinuo de tipo columna de flujo ascendente y el reactor de tanque completamente mezclado (CMTR por sus siglas en ingles) tienen comportamientos hidrodinámicos muy diferentes en términos de la interacción entre el flujo y los microorganismos. La aireación en los reactores tipo columna de flujo ascendente es relativamente homogénea de flujo circular. El flujo circular al parecer fuerza los microorganismos a adaptar una forma granular.

En un reactor de tipo columna de flujo ascendente, la altura del reactor es directamente proporcional al diámetro (H/D), esto puede asegurar una trayectoria de flujo más larga y homogénea que a su vez propicia una rozadura más eficaz. Sin embargo, en conjuntos CMTRS los microorganismos se mueven con el flujo en todas direcciones. Así, los

microorganismos son sujetos a variaciones de la fuerza cortante, trayectorias de flujo ascendente y colisiones arbitrarias.

En tales circunstancias, sólo los flóculos con forma y tamaño irregular ocasionalmente forman los gránulos (Liu y Tay, 2002). Para usos prácticos, el SBR debería tener una alta proporción de H/D para mejorar la selección de gránulos por diferentes velocidades de sedimentación (Beun et al., 1999).

3.8 Características del inóculo

Para lograr la formación de gránulos aerobios el reactor discontinuo ha sido inoculado con lodo activado convencional. En la granulación anaerobia, la característica del inóculo influye en la formación y propiedades de los gránulos anaerobios. Pero en la granulación aerobia es poca la información disponible.

3.9 Oxígeno disuelto y temperatura

La concentración de oxígeno disuelto (OD) es una variable importante que influye en la operación de los sistemas de tratamiento aerobio de aguas residuales.

La literatura reporta que los gránulos aerobios se han formado en un reactor discontinuo con concentraciones de OD tan bajas como 0.7 a 1.0 mg/l (Peng et al., 1999). Además, los gránulos aerobios se han desarrollado satisfactoriamente con concentraciones de OD superiores a 2 mg/l (Tay et al., 2002c; Yang et al., 2003a). Por lo tanto, la concentración de OD no es una variable decisiva en la formación de los gránulos aerobios.

Se carece de estudios detallados acerca de las variables pH y temperatura en la formación de los gránulos. Liu y Tay (2004) aseguran que estas variables no afectan la formación de los gránulos aerobios (**Figura 3.5**).

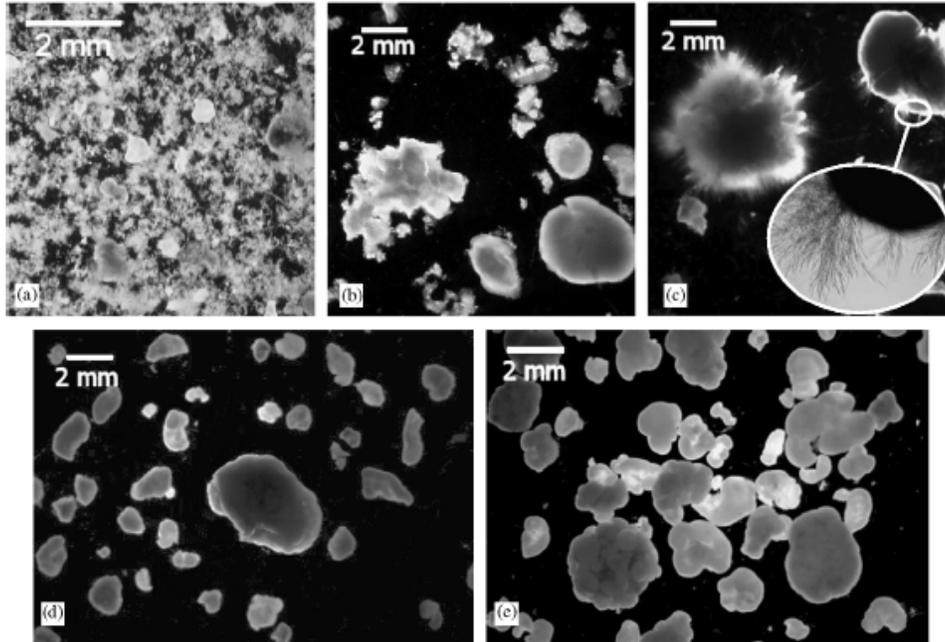


Figura 3.5. Inóculo y gránulos a diferentes etapas de estudio y temperaturas: (a) inóculo a 8°C; (b) gránulos irregulares formados a 8°C; (c) gránulos formados a 20°C y (d) gránulos formados a 8°C (de Kreuk et al., 2005)

4 MATERIALES Y MÉTODOS

En esta parte del trabajo se encuentran descritas las etapas del experimento, las características del reactor experimental, parámetros de operación utilizados en el reactor, muestreos realizados y análisis fisicoquímicos efectuados a las muestras. También se presenta la formulación y características del agua sintética utilizada a lo largo del experimento.

El experimento se realizó entre agosto y diciembre del 2006. El desarrollo de este proyecto se dividió en 2 etapas; a continuación se describen brevemente cada una de ellas:

1^a Etapa. La duración de esta etapa fue de 55 días. Durante esta etapa se configuró y arrancó el reactor discontinuo para la formación de gránulos aerobios para el tratamiento de agua residual.

2^a Etapa. La duración de esta etapa fue de 145 días. Los parámetros de control Q_{DQOinf} , V_{LL} , y V_{VAC} (variables descritas en el capítulo 2) fueron observados y controlados regularmente, con esto se logró estabilizar el proceso. Los

valores utilizados en la 1ª etapa de CO, DQO (variables descritas en el capítulo 3), V_{LL} y V_{VAC} fueron modificados.

Con los resultados obtenidos en ambas etapas se pudo conocer y evaluar los factores que afectan la formación de los gránulos aerobios, así como observar la remoción de materia orgánica lograda con este tipo de proceso biológico utilizado en el tratamiento de aguas residuales.

4.1 Características del reactor discontinuo (SBR)

El trabajo experimental se realizó en el Laboratorio de Bioprocesos e Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.

El sistema está formado por un reactor discontinuo, construido con un cilindro de acrílico colocado de forma vertical y sostenido por medio de un soporte universal y dos pinzas de tres dedos (Figura 4.1). Las características generales del reactor discontinuo se presentan en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1 Características del SBR

Altura total	1.20 m
Volumen total	0.0029 m ³
Diámetro interno	0.055 m
Área transversal	0.002 m ²

En la Figura 4.2 se muestra el arreglo que se utilizó en la primera etapa del experimento; en ella se puede observar que la entrada del agua residual se realiza por la parte superior del reactor; por medio de una manguera se lleva a cabo la entrada del agua residual (influyente) y la decantación de agua residual tratada (efluente). Estas funciones fueron controladas por un reloj programable que operaba las tres bombas peristálticas.

De izquierda a derecha, la primera bomba controla el caudal del influyente sintético, la segunda bomba el influyente de agua potable y la tercera el efluente tratado; el reloj

programable se encarga de activar el funcionamiento de las bombas en cada ciclo dependiendo del tiempo de operación de cada fase.

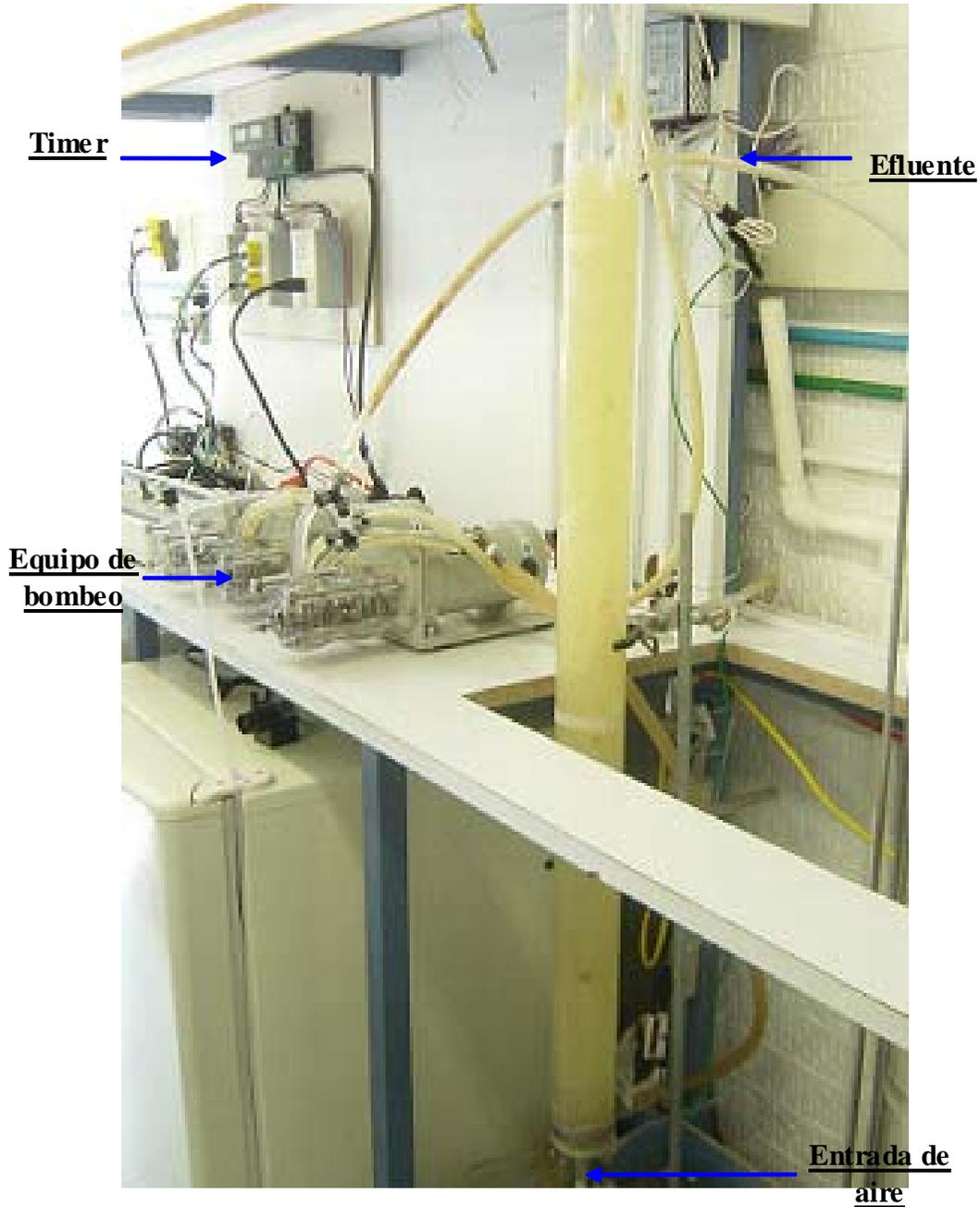


Figura 4.1. Reactor discontinuo (SBR) a nivel laboratorio utilizado en experimento

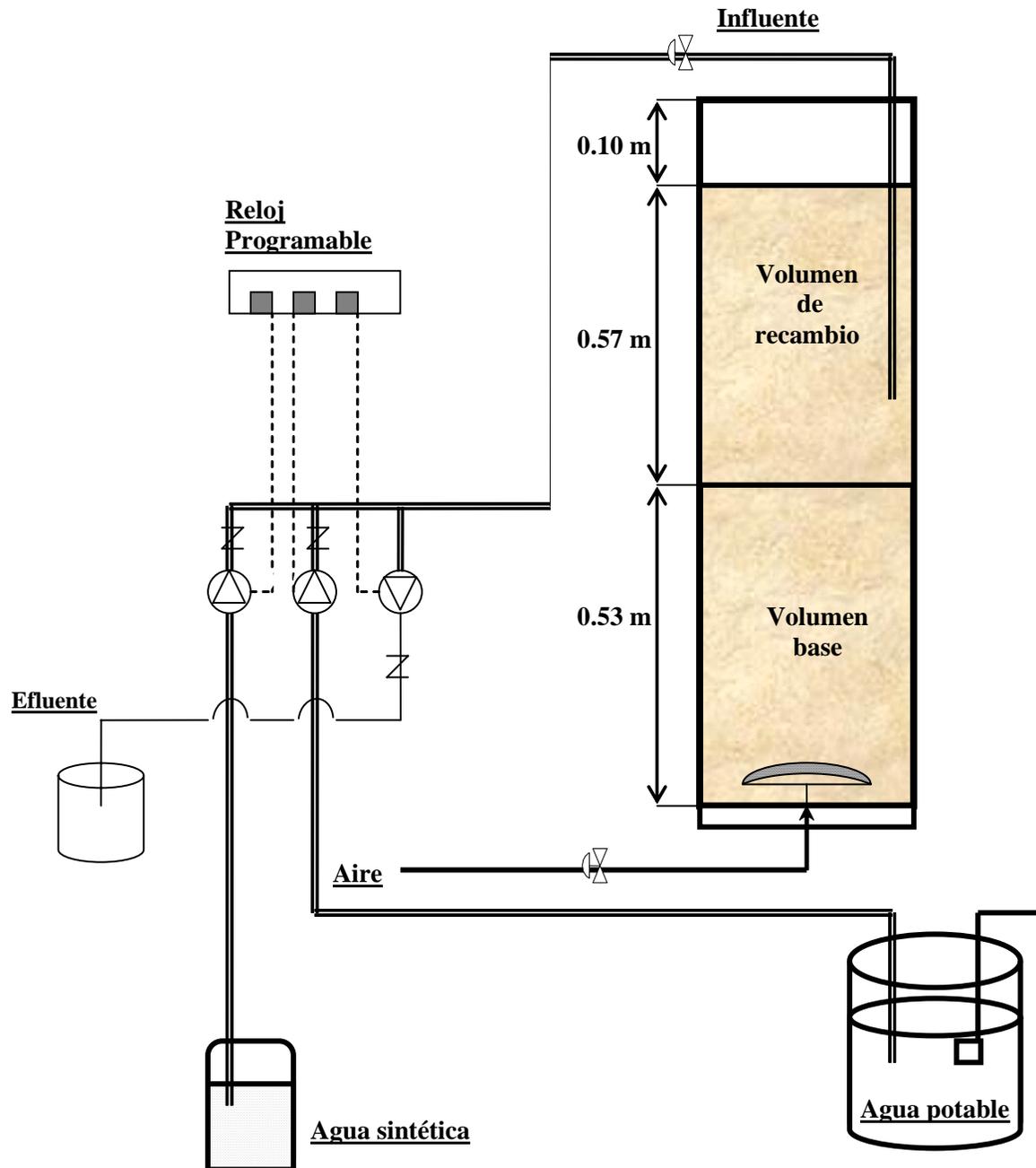


Figura 4.2. Diagrama esquemático del reactor piloto. Primera etapa del experimento

El aire fue alimentado por la parte inferior del reactor y fue suministrado por un compresor de aire. En la Tabla 4.2 se indican las dimensiones utilizadas para la estratificación del reactor.

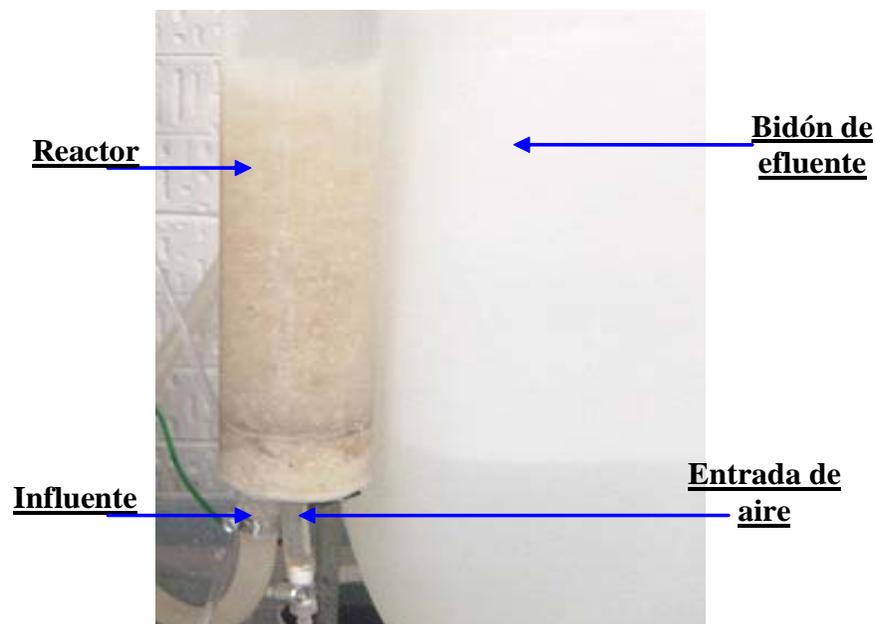
Tabla 4.2 Características del SBR. Primera etapa de experimento

Altura útil	1.1 m	110 cm
Volumen útil	0.0026 m ³	2.6 l
Altura de recambio	0.53 m	53 cm
Volumen de recambio	0.00135 m ³	1.35 l

En la segunda etapa del experimento se realizaron algunas modificaciones en el reactor (Figura 4.3 y Figura 4.4). A diferencia del arreglo anterior, la entrada del influente se realizó por la parte inferior. El efluente fue decantado por un tubo de acrílico de 0.5 cm de diámetro. El mecanismo de aireación fue una piedra porosa; la estratificación del reactor cambió disminuyendo la altura útil y de recambio (Tabla 4.3).

Tabla 4.3 Características del SBR utilizadas en la segunda etapa del experimento

Altura útil	0.85 m	85 cm
Volumen útil	0.002 m ³	2.0 l
Altura de recambio	0.44 m	44 cm
Volumen de recambio	0.00104 m ³	1.04 l

**Figura 4.3.** Parte inferior del reactor discontinuo.

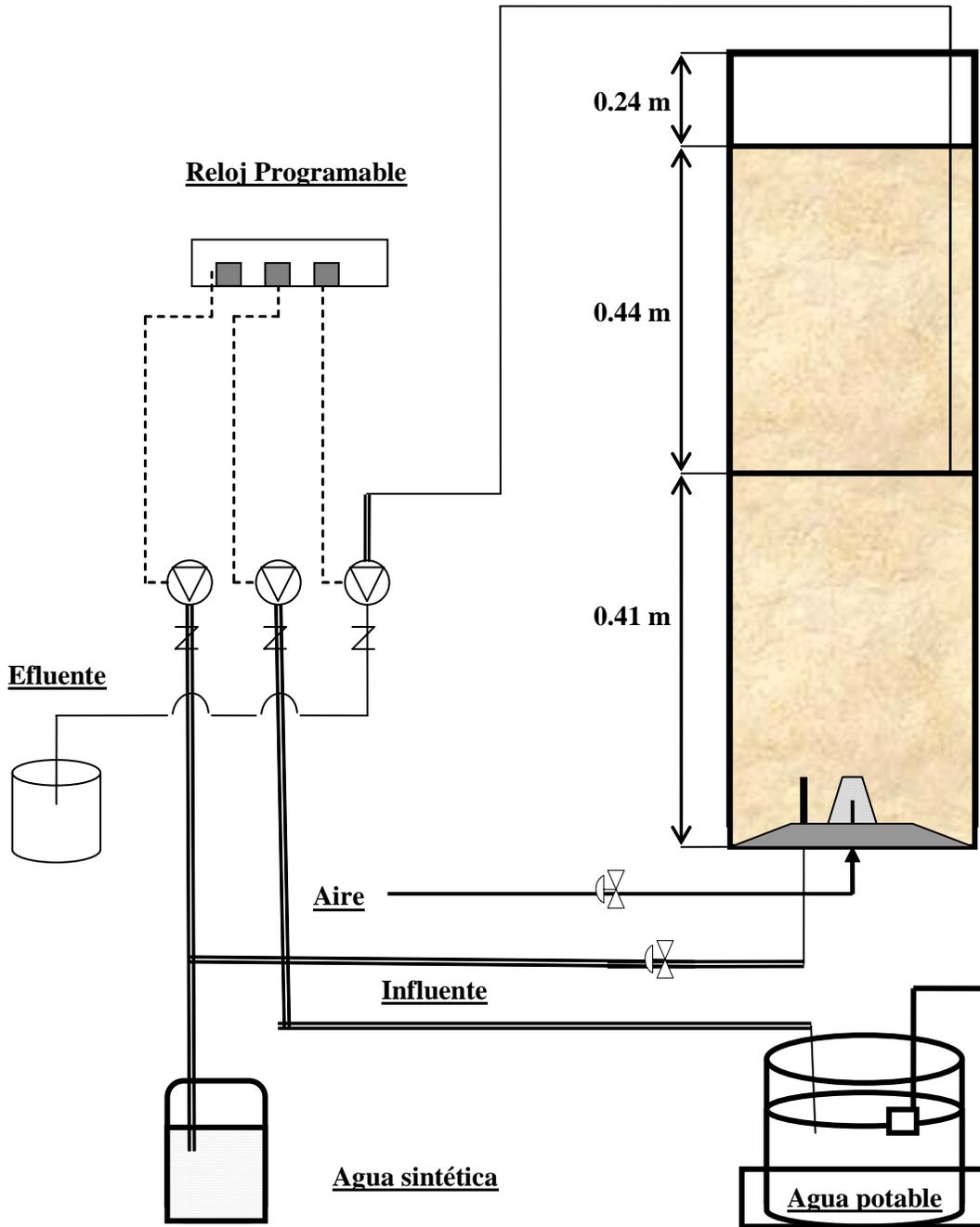


Figura 4.4. Diagrama esquemático del reactor piloto. Segunda etapa del experimento

4.2 Características del agua residual

El sustrato sintético se preparó en laboratorio con características promedio de un agua residual municipal compuesta por fuentes de carbono, nitrógeno, fósforo y minerales, incluyendo las cantidades de nitrógeno y fósforo que cubran el requerimiento de los microorganismos. En este caso se tomo la proporción DQO:N:P como 400:20:4 (Ramalho, 1991) en la primera etapa y 240:20:4 en la segunda etapa, modificando solo el valor de DQO.

La composición del sustrato sintético se realizo tomando en cuenta las formulaciones reportada por Bishop et al. (2003) para el macro nutrientes y por Tay et al. (2004) para micro nutrientes. Se usaron los sustratos de acuerdo con la siguiente formulación:

Tabla 4.4 Composición del sustrato sintético

	1ª Etapa (mg/l)	2ª Etapa (mg/l)
DQO:N:P	400:20:04	240:20:04
KH ₂ PO ₄	42.50	42.50
K ₂ HPO ₄	108.80	108.80
Na ₂ HPO ₄ 7H ₂ O	167.00	167.00
NH ₄ Cl	76.60	76.60
Glucosa	169.70	46.20
Acetato	323.40	51.00
Micro nutrientes		
FeCl ₃ 6H ₂ O	10.00	10.00
ZnCl ₂	0.025	0.025
CuCl ₂	0.015	0.015
MnSO ₄ H ₂ O	0.25	0.25
3Al ₂ SO ₄ 18H ₂ O	0.125	0.125

El sustrato sintético preparado se almacenó en un bidón y se guardó en refrigeración para no modificar sus características fisicoquímicas. El volumen del agua sintética utilizada en cada ciclo fue el 10% del volumen de llenado, el otro 90% fue agua potable.

4.3 Condiciones de arranque y operación

El arreglo en el reactor discontinuo (SBR) utilizado fue para remover materia orgánica, por lo tanto la operación del proceso fue por ciclos de cuatro fases: llenado, reacción, sedimentación y decantación, la duración de cada ciclo fue de 3 horas, resultando en 8 ciclos por día, los cuales se repiten de forma periódica. La duración de cada fase de operación del reactor se muestra en la Tabla 4.5.

Resultados mostrados por de Kreuk et al. (2004) indican que utilizando concentraciones de 400 mg/l de DQO y 6000 mg/l de SST, un valor de CO de 0.27 (kgDQO/kgSST·d) y con un reactor de características similares se puede lograr la formación de gránulos aerobios. Partiendo de estos datos, pero realizando algunas modificaciones, los valores finales de los parámetros de control se muestran en la Tabla 4.5.

Tabla 4.5 Condiciones de operación del SBR

Parámetro	Unidades	Valor	
		1a Etapa	2a Etapa
Carga Orgánica (CO)	(kgDQO/kgSS·d)	0.33	0.2
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/l	400	240
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/l	5000	5000
Tiempo de llenado (T_{LL})	min	10	10
Tiempo de reacción (T_{REAC})	min	159	159
Tiempo de sedimentación (T_{SED})	min	6	6
Tiempo de vaciado (T_{VAC})	min	5	5

En ambas etapas se inoculó el reactor con lodos del sistema de lodos activados de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Nacional Autónoma de México en Ciudad Universitaria.

En la primera etapa del experimento el mantenimiento del reactor fue mínimo ya que sólo se realizó la eliminación de la biopelícula que crecía en la pared del reactor. Esta limpieza se realizó una o dos veces por semana utilizando un cepillo acoplado a un tubo de PVC de 1.3 metro de largo.

En la segunda etapa del experimento, además de realizar la limpieza de la pared del reactor, el mantenimiento también se realizó a las bombas que controlan la adición del influente y la extracción del efluente calibrándolas cada dos semanas. El bidón que almacena el concentrado de agua sintética fue lavado cada vez que se preparaba un nuevo concentrado.

Es importante resaltar que durante la experimentación la temperatura y el pH no fueron controlados. Sin embargo, el concentrado de agua residual tiene una combinación de sales (fosfatos) cuyo objetivo es amortiguar los cambios en el pH.

4.4 Muestreo

Los parámetros a evaluar en el reactor son la temperatura, pH, DQO_{inf} , DQO_{ef} , $SST_{reactor}$, SST_{ef} , CO, CO_{VOL} , tiempo de retención celular (TRC), tasa de remoción de DQO y SST, y coeficiente de rendimiento.

En la primera etapa del experimento se realizaron muestreos de tipo puntual, los cuales se tomaron de manera inmediata utilizando las mangueras del influente y efluente.

En la segunda etapa del experimento se realizaron muestreos compuestos. Los muestreos de tipo compuestos consisten en una recolección de agua por un periodo de 24 horas. Transcurrido este tiempo, se homogeniza la totalidad del agua obtenida y se toma una muestra significativa para su análisis.

La muestra para $SST_{reactor}$ se extrajo del SBR en la fase de reacción; los SST_{ef} se determinaron en la segunda etapa del experimento y estos se obtuvieron de la muestra compuesta del efluente; para DQO_{inf} la muestra se tomó una vez al día al momento de llenado; para determinar DQO_{ef} se obtuvo del sobrenadante durante la fase de decantación. El análisis químico de las muestras de agua recolectadas se realizaron de manera inmediata.

En ambas etapas se tomó una muestra de sólidos a la misma hora. Esta muestra se utilizó para realizar observaciones al microscopio y fotografiar a los flóculos y gránulos formados dentro del reactor.

4.5 Determinaciones de los parámetros

La determinación de los parámetros se hizo de forma analítica según métodos reconocidos en esta disciplina (Standard Methods, APHA, 1992).

El principal indicador del desempeño de los gránulos aerobios son las mediciones de DQO (Demanda Química de Oxígeno) en el influente y efluente del SBR, que determina la concentración de sustrato en influente y efluente del SBR; este parámetro se determinó por el método 5220 D (Standard Methods) con un digestor de DQO modelo Boeco S-20 y utilizando reactivos marca Merck.

Los SST (Sólidos Suspendidos Totales) fueron determinados en el reactor y en el efluente. Este parámetro fue determinado por secado a 105 °C en una estufa marca Felisa, de acuerdo con los Métodos Estándar.

Los parámetros pH y temperatura fueron medidos con un electrodo colocado en la recirculación del reactor, para ambos parámetros se empleó un potenciómetro marca Orion 520 a.

Las fotos de los gránulos aerobios fueron tomadas con un microscopio digital modelo MIC-D marca Olympus y una cámara digital modelo CYBERSHOT marca SONY.

La CO , CO_{VOL} , TRC, tasa de remoción, y coeficiente de rendimiento se obtuvieron de forma analítica utilizando ecuaciones descritas por González-Barceló (1994).

5 RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos a lo largo de 120 días de experimentación. Dichos resultados permiten conocer las condiciones de operación del reactor discontinuo con las que se permite la formación de gránulos aerobios utilizando como sustrato agua residual sintética.

Los resultados que se presentan están divididos en tres tipos, los que se midieron en sitio (temperatura y pH), los que se determinaron en laboratorio, tales como, sólidos suspendidos totales (SST), demanda química de oxígeno en el influente y efluente (DQO_{inf} y DQO_{ef}); y los que se obtuvieron de forma analítica como son: carga orgánica (CO), tiempo de retención celular (TRC), tasa de remoción, y coeficiente de rendimiento.

El arranque del reactor piloto inicio el 18 de agosto de 2006, el experimento se dividió en dos etapas, la primera comprendida del 18 de agosto al 10 de octubre de 2006 y la segunda etapa comprende del 12 de octubre al 15 de diciembre del 2006, con una duración total de 120 días de operación.

En la Tabla 5.1 se muestran los valores utilizados para establecer las condiciones de operación del reactor en la primera y segunda etapa del experimento.

Tabla 5.1 Valores utilizados en la operación del reactor.

	Días de operación	CO (kgDQO/kgSS·d)	COvol (kgDQO/m ³ ·d)	SSTreactor (mg/l)	DQOinf (mg/l)
1ª Etapa	55	0.33	1.65	5000	400
2ª Etapa	65	0.20	1.00	5000	242

5.1 Comportamiento de la Carga Orgánica (CO)

La carga orgánica es un parámetro importante que determina el comportamiento de un sistema biológico para el tratamiento de aguas residuales. El concepto de CO se refiere a la cantidad de contaminantes del influente suministrado a los microorganismos presentes dentro del reactor con respecto al tiempo (Garzón-Zúñiga y González-Martínez).

En la primera etapa del experimento se alcanzaron valores de CO entre 0.26 y 3.9 kgDQO/kgSST·d, con un promedio aritmético de 1.56 kgDQO/kgSST·d; en forma volumétrica el valor de la carga orgánica osciló entre 0.89 y 2.58 kgDQO/m³·d, con un promedio aritmético de 1.62 kgDQO/m³·d. Estos valores de la carga orgánica reflejan una variación de la DQO y del caudal en el influente. En la Tabla 5.2 se muestran los valores alcanzados en ambas etapas.

En la segunda etapa del experimento el valor de la CO disminuyó. Para obtener valores más estables se controló el caudal del influente y el valor de la DQO. Los valores de CO se encuentran entre 0.28 y 1.44 kgDQO/kgSST·d, con un promedio aritmético de 0.66 kgDQO/kgSST·d; en forma volumétrica el valor de la carga orgánica osciló entre 0.99 y 1.22 kgDQO/m³·d, con un promedio aritmético de 1.10 kgDQO/m³·d.

En la Figura 5.1 se puede observar las variaciones en los valores de la CO. El grafico no muestra valores de la CO desde el día cero, esto se debe a que dichos valores se obtuvieron a partir del día 25, ya que a partir de ese día se comenzó a monitorear la DQO_{inf}. Dado que la carga orgánica es la variable de control principal en este experimento, en las siguientes secciones se analizo su efecto sobre las variables de respuesta medidas.

Tabla 5.2 Valores de CO y COvol a lo largo del experimento

	Días de operación	Carga orgánica (kgDQO/kgSST·d)		
		Mín	Med	Máx
1ª Etapa	55	0.26	1.56	3.9
2ª Etapa	65	0.28	0.66	1.44
		Carga orgánica volumétrica (kgDQO/m ³ ·d)		
1ª Etapa	55	0.89	1.62	2.58
2ª Etapa	65	0.99	1.10	1.22

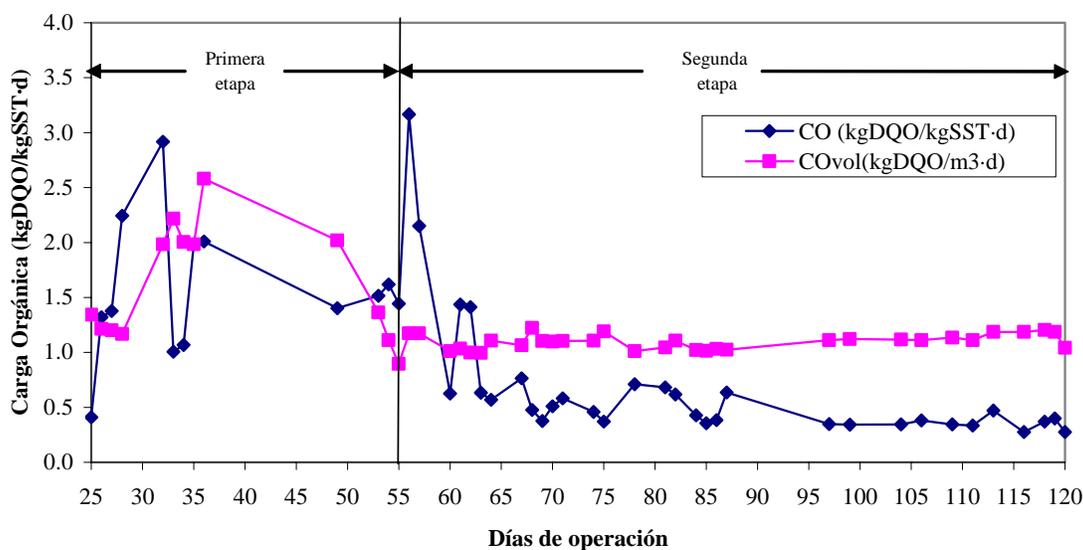


Figura 5.1. Comportamiento de la CO a lo largo del experimento

5.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno o DQO es la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar toda la materia orgánica presente en un agua residual. Es por tanto una medida representativa de la contaminación orgánica de un influente y el principal indicador del desempeño de los gránulos aerobios al presentar un alto porcentaje de remoción en el efluente.

5.2.1 DQO en el influente

Al utilizar agua residual sintética como principal fuente de alimento la DQO_{inf} fue uno de los parámetros de control a lo largo del experimento. Con la finalidad de comprobar que esta variable se estaba controlando se comenzó su monitoreo a partir del día 25 del experimento. Al inicio de su monitoreo se obtienen valores por debajo del utilizado para la configuración del reactor, posteriormente el valor fue aumentando hasta llegar a un máximo de 620 mg/l, después de este punto los valores comienzan a disminuir (Figura 5.2). Estas variaciones observadas en esta etapa del experimento se debieron a que el caudal del influente no era constante, provocando que en algunas ocasiones se alimentara más del 10% de agua residual sintética del volumen de recambio necesario para lograr la DQO_{inf} propuesta.

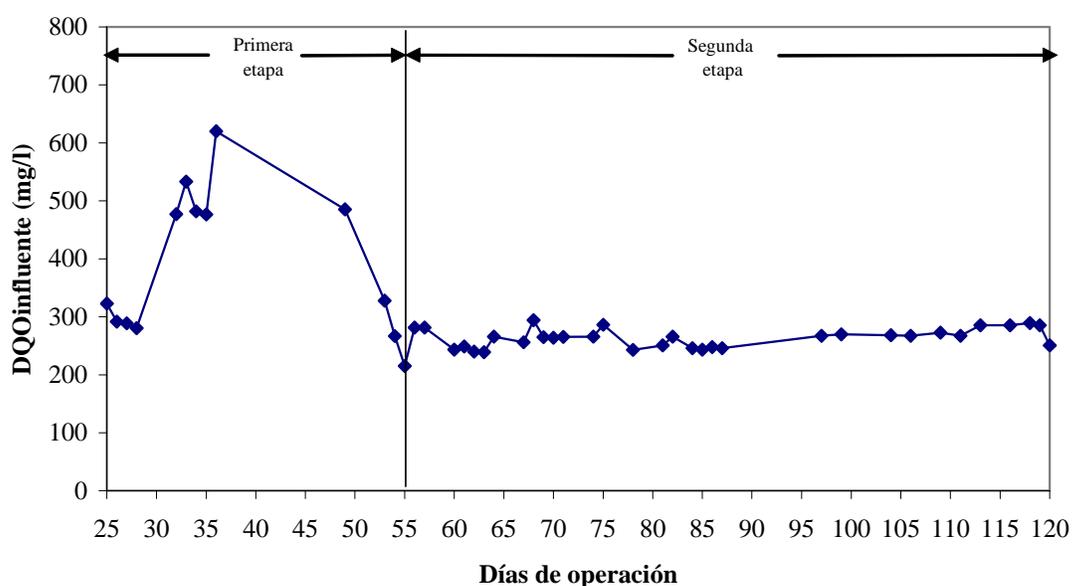


Figura 5.2. Comportamiento de DQO en el influente a lo largo de la operación

A partir del día 55 del experimento se realizaron algunas modificaciones en el reactor, el valor de la CO propuesta (Tabla 5.1) disminuyo de 0.33 a 0.2 kgDQO/kgSST·d, como la CO esta referida a la DQO_{inf} esta también tuvo que disminuir.

En la Tabla 5.3 se muestran los valores de DQO_{inf} propuesta y los valores obtenidos correspondientes a cada etapa del experimento. En la segunda etapa se puede observar una variación menor entre el máximo y el mínimo, esto se debe a que la calibración de las bombas se realizó constantemente.

Tabla 5.3 Valores de DQO en el influente

	Días de operación	DQO influente (mg/l)			
		Valores propuestos	Valores obtenidos		
			Mín	Med	Máx
1ª Etapa	55	400	215	390	620
2ª Etapa	65	242	240	264	294

5.2.2 DQO en el efluente

El comportamiento de los valores de DQO_{ef} en la primera etapa se encuentra muy por encima de los esperados. En la segunda etapa, los valores obtenidos de DQO_{ef} son mucho menores comparados con los de la primera etapa, esto se debe a que los valores de DQO_{inf} fueron constantes (Figura 5.3).

En la Tabla 5.4 se presentan los valores de DQO_{ef} obtenidos a lo largo del experimento, en la segunda etapa se presenta un máximo de 251 mg/l, esto se debe a que a partir del día 55 de experimentación se realizaron las modificaciones en el reactor descritas en el Capítulo 4, interrumpiendo su funcionamiento por un día e inoculando nuevamente al reactor al reiniciarlo. En la Figura 5.3 se puede observar que el máximo se presenta en los primeros

días de la segunda etapa, siendo estos días un periodo de aclimatación de los microorganismos a las nuevas condiciones del reactor, por lo tanto, este valor es poco representativo del desempeño de los gránulos para la remoción de materia orgánica a lo largo de la segunda etapa.

Como se puede observar en la Figura 5.3 el monitoreo de DQO_{ef} se realizó a partir del día 11 de operación, esto se debió a que antes de esa fecha sólo se observó el crecimiento de los SST. Al obtener concentraciones cercanas a las propuestas se procedió a realizar el monitoreo de la DQO_{ef} .

Tabla 5.4 Valores de DQO en el efluente

	Días de operación	DQO efluente (mg/l)		
		Valores obtenidos		
		Mín	Med	Máx
1ª Etapa	55	43	326	480
2ª Etapa	65	2	32	251

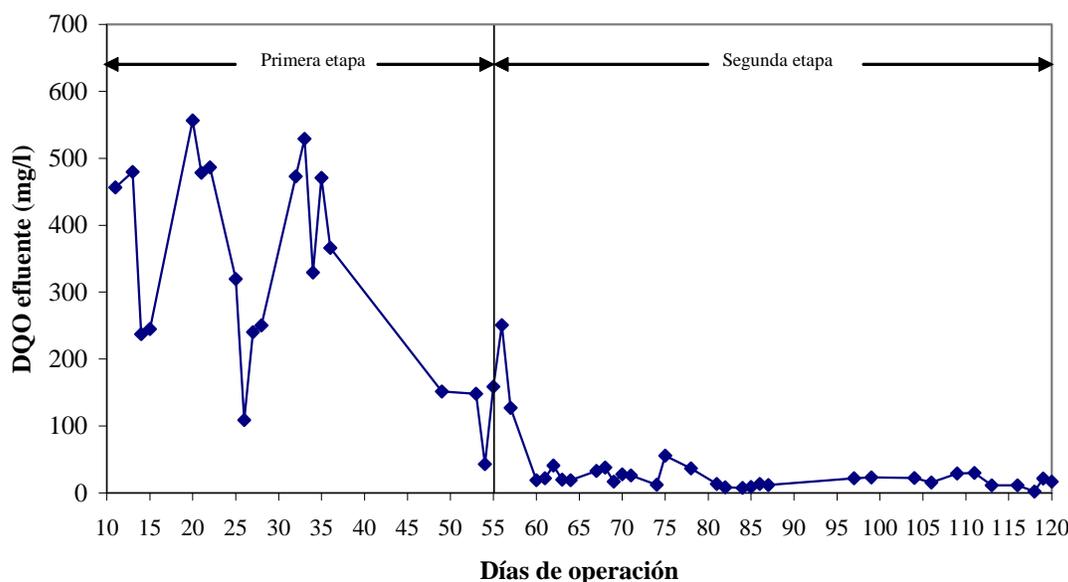


Figura 5.3. Comportamiento de DQO en el efluente a lo largo de la operación

5.2.3 Remoción de DQO

Desde el inicio de la segunda etapa del experimento se hizo evidente una disminución en el valor de la DQO en el efluente con respecto a la del influente (Figura 5.4).

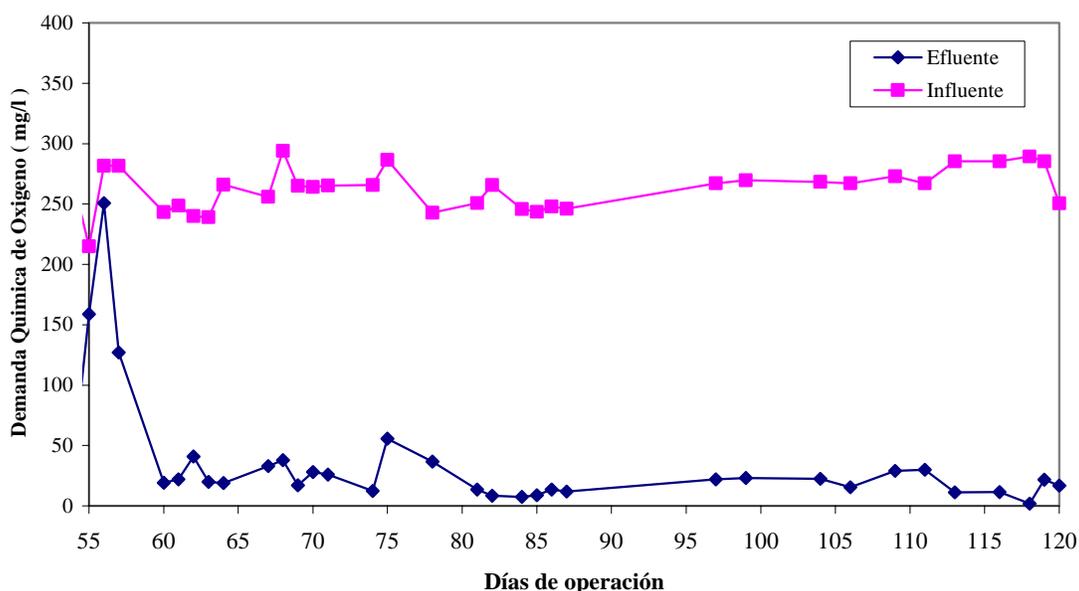


Figura 5.4. Comportamiento de DQO en el influente y efluente en la segunda etapa del experimento

Debido a que en la primera etapa los valores de DQO en el influente y efluente no se pudieron controlar, la remoción fue muy variable, teniendo un intervalo de 1 al 84 % (Tabla 5.5) pero a partir del día 60 (en la segunda etapa) se observan remociones constantes superiores al 80% (Figura 5.5).

Tabla 5.5 Valores de remoción DQO a lo largo del experimento

	Días de operación	Remoción de DQO (%)		
		Valores obtenidos		
		Mín	Med	Máx
1ª Etapa	55	1	31	84
2ª Etapa	65	55	88	99

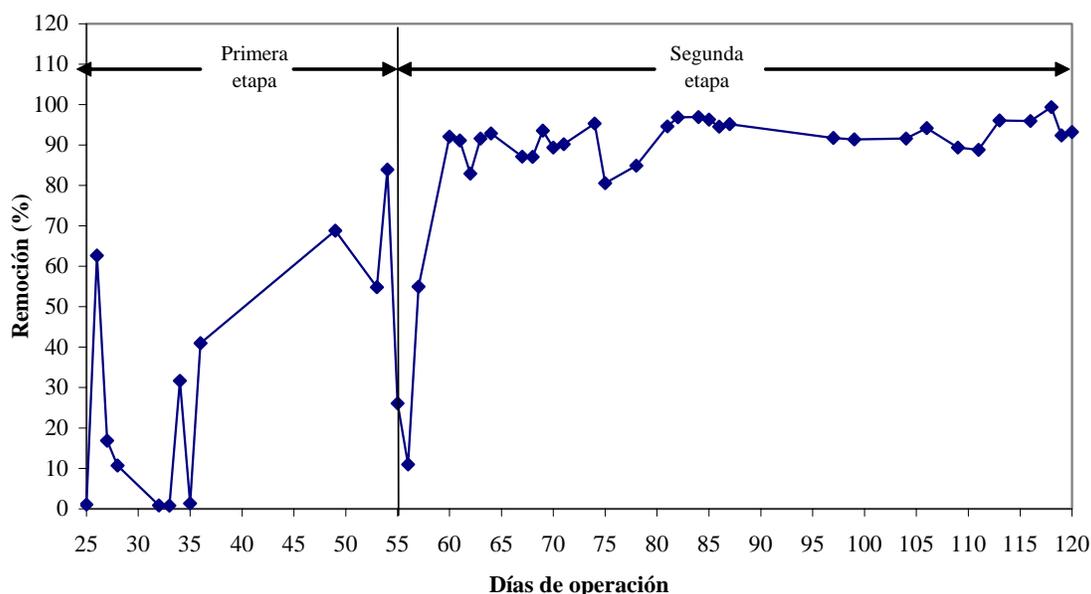


Figura 5.5. Remoción de DQO

5.3 Sólidos Suspendidos Totales (SST)

La determinación de los sólidos suspendidos totales en el reactor se realizó en las dos etapas, mientras que en el efluente sólo se determinó en la segunda etapa.

Al inocular al reactor se esperaba que los SST en el reactor fueran aumentando hasta llegar al valor esperado de 5000 mg/l. Como se puede observar en la Figura 5.6 los primeros 10 días de la primera etapa los SST aumentaron hasta llegar a un valor de 6553 mg/l.

En la Tabla 5.6 se observa que durante la primera etapa la concentración de SST presentó una variación entre 506 y 6553 mg/l con un promedio aritmético de 2168 mg/l.

En la Figura 5.6 se puede observar que en la segunda etapa la tendencia de los SST en el reactor es ascendente, presentando una variación entre 307 mg/l al inicio de la etapa y 4307 mg/l finalizando ésta (Tabla 5.7).

Tabla 5.6 Valores de SST en el reactor

	Días de operación	Valores de configuración	SSTreactor (mg/l)		
			Valores obtenidos		
			Mín	Med	Máx
1ª Etapa	55	5000	506	2168	6553
2ª Etapa	65	5000	307	2327	4307

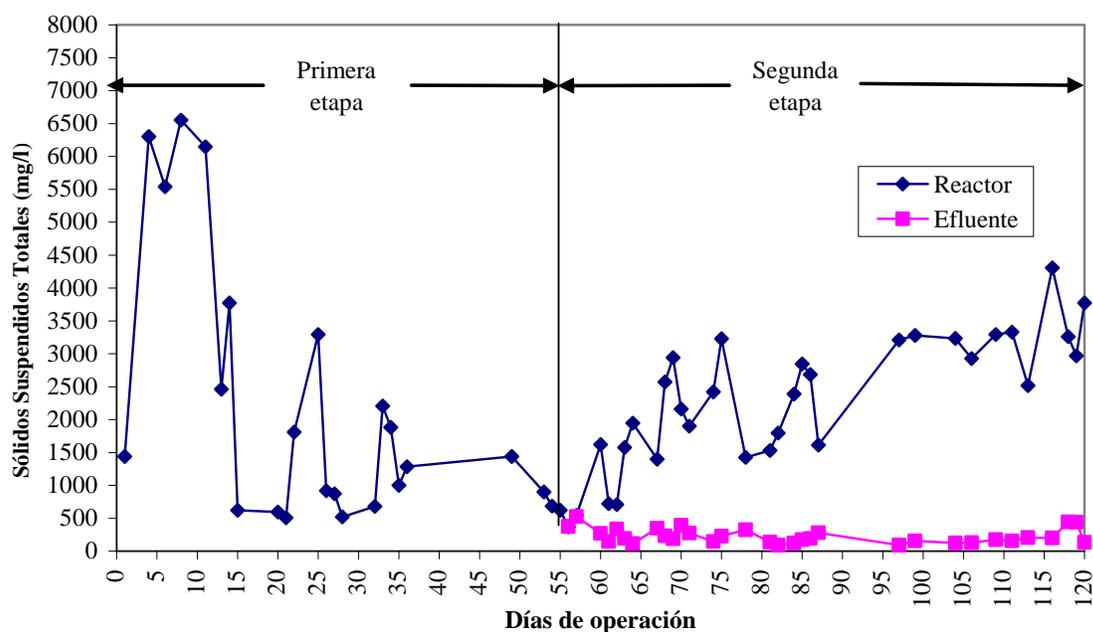


Figura 5.6. Comportamiento de los SST en el reactor y efluente

La determinación de SST en el efluente se inició en la segunda etapa; el valor promedio de su concentración resultó ser de 230 mg/l con una remoción del 83%. En la Figura 5.1 se puede observar que del día 97 al 120 los valores de CO son constantes, por lo tanto, la remoción de SST es mayor al 90% (Figura 5.7). En Tabla 5.7 se presentan los resultados obtenidos de SST en el efluente y del porcentaje de remoción de SST.

Tabla 5.7 Valores de SST en el efluente y porcentaje de remoción en la segunda etapa del experimento

	Días de operación	SSTefluente (mg/l)		
		Mín	Med	Máx
2ª Etapa	65	92	230	525
		Remoción de SST (%)		
		4	83	97

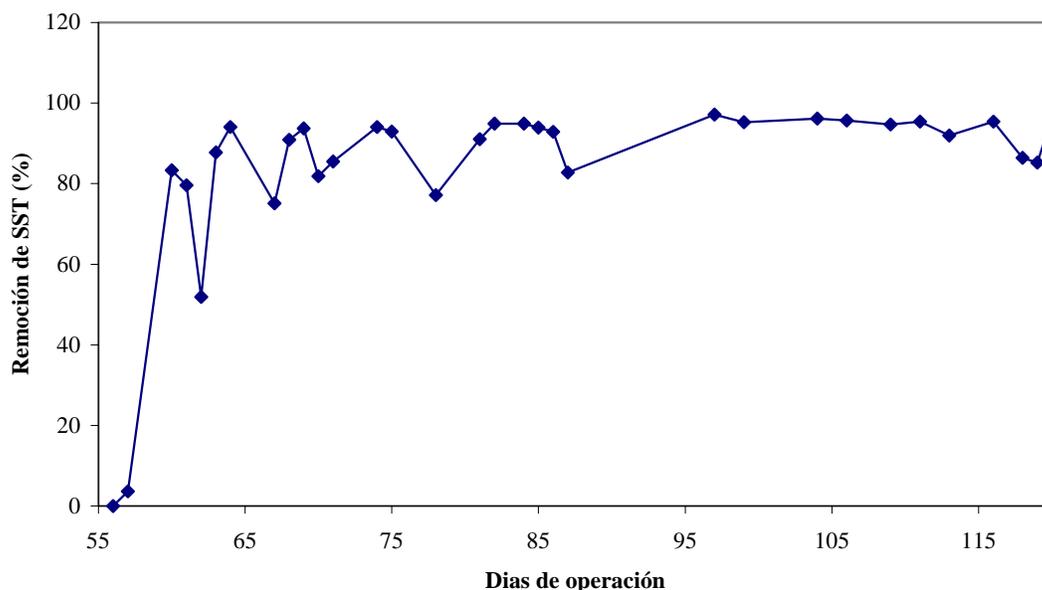


Figura 5.7. Porcentaje de remoción de SST en la segunda etapa de experimento

Considerando que el principal criterio de diseño de reactores discontinuos se basa en que los gránulos se forman si los flóculos de baja densidad son evacuados con el agua tratada y que la principal variable de operación en el sistema es el tiempo de sedimentación (Beun et al., 1999), la configuración utilizada en la segunda etapa es la adecuada, ya que la mayoría flóculos formados tendían a formar gránulos, presentando una remoción de SST cada vez mayor.

5.4 Tiempo de Retención Celular (TRC)

El tiempo de retención celular es el tiempo promedio que los microorganismos permanecen dentro del reactor. La literatura no proporciona un valor adecuado de TRC con la que se favorece la formación de los gránulos aerobios.

El TRC fue calculado analíticamente por medio de la ecuación 2.6 descrita en el capítulo 2. No se cuentan con resultados de TRC en la primera etapa, ya que para calcularlo es necesario tener resultados experimentales de los SST en el efluente y estos se comenzaron a medir hasta la segunda etapa.

En la Tabla 5.8 se presentan los intervalos de valores que alcanzó el TRC a lo largo del experimento y un promedio semanal en el que se pueden observar valores significativos. El TRC determinado por día presenta un intervalo de 1 a 18 días con un promedio aritmético de 7 días; mientras que el TRC_{promedio} semanal presenta un intervalo de 4 a 15 días con un promedio aritmético de 8 días.

Tabla 5.8 Valores de tiempo de retención celular en la segunda etapa

	Mín	Med	Máx
TRC (d)	1	7	18
TRC _{promsem} (d)	4	8	15

En la Figura 5.8 se puede observar que el TRC fue en ascenso hasta el día 97 en el cual se presentó un valor máximo de TRC de 18 días con un promedio aritmético de 6 días. En el siguiente periodo comprendido del día 98 al 120 el promedio aritmético del TRC fue de 11 días.

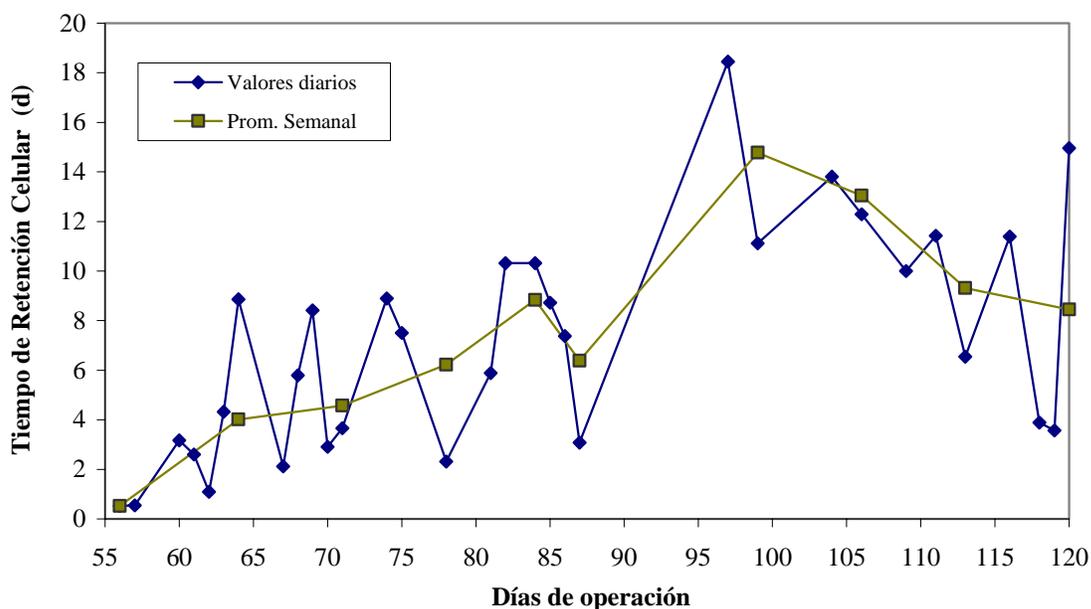


Figura 5.8. Tiempo de retención celular en la segunda etapa del experimento

5.5 Coeficiente de Rendimiento (Y)

La eficiencia de los organismos para aprovechar la energía liberada para producir biomasa se mide en términos de rendimiento, expresada como biomasa producida por masa de sustrato utilizada ($\text{kgSST}_{\text{producidos}}/\text{kgDQO}_{\text{consumida}}$). Este rendimiento se expresa mediante el coeficiente de producción de biomasa (Y). El parámetro Y varía dependiendo del patrón metabólico usado; los procesos aerobios son más eficientes que los procesos anaerobios con respecto a la conversión de biomasa y por ello tienen un valor mayor de Y. Para reacciones aerobias los valores típicos de Y son de 0.4 a 0.8 $\text{kgSST}/\text{kgDQO}$, mientras que en las reacciones anaerobias varía de 0.08 a 0.2 $\text{kgSST}/\text{kgDQO}$. El coeficiente de rendimiento se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$Y = \frac{Q_o (SS_{\text{inf luenta}} - SS_{\text{efluente}}) + Q_p \cdot SST_{\text{purga}}}{Q_o (DQO_{\text{inf}} - DQO_{\text{ef}})} \quad \text{Ec. 5.1.}$$

La Figura 5.9 presenta el coeficiente de rendimiento Y contra los días de la segunda etapa.

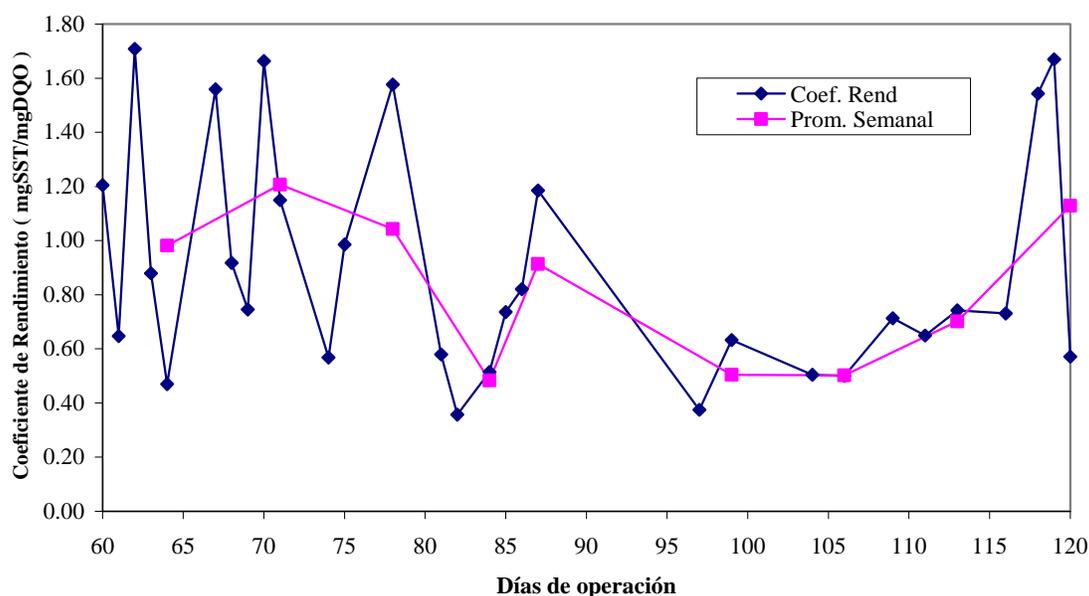


Figura 5.9. Coeficiente de rendimiento. Datos puntuales y promedio semanales.

La figura presenta datos puntuales y un promedio semanal que refleja el comportamiento de Y a lo largo de toda la semana. Del día 60 hasta el 87 los valores oscilaron entre 0.5 y 1.7 mgSST/mgDQO, con un promedio semanal entre 0.9 y 1.2 mgSST/mgDQO. Después del día 87 hasta el 116 los valores disminuyeron, oscilando entre 0.4 y 1.2 mgSST/mgDQO con un promedio semanal entre 0.5 y 1.1 mgSST/mgDQO. En la Tabla 5.9 se presentan los valores máximo, mínimo y promedio, tanto de los datos puntuales como del promedio semanal alcanzados a lo largo de la segunda etapa.

Tabla 5.9 Valores de coeficiente de rendimiento en la segunda etapa

	Y (mgSST/mgDQO)		
	Mín	Med	Máx
Puntuales	0.4	0.9	1.7
Promedio semanal	0.5	0.8	1.2

5.6 Tasa de Remoción

La relación sustrato a biomasa es un indicador de la carga orgánica en el sistema con respecto a la cantidad de sólidos biológicos que hay en el tanque. Por lo tanto, la tasa de remoción es la masa eliminada de DQO dividida entre la biomasa en el reactor en un día (kgDQO/kgSST·d). La tasa de remoción se calcula con la siguiente ecuación:

$$\text{Tasa de remoción} = \frac{F}{M} = \frac{Q(DQO_{inf} - DQO_{ef})}{V \cdot SST} \quad \text{Ec. 5.2}$$

En la Tabla 5.10 y Figura 5.10 se presentan el comportamiento que tuvo la tasa de remoción en el experimento. En la Figura 5.10 se puede observar que en la primera etapa se presentan valores altos de carga orgánica con concentraciones bajas de SST, obteniendo valores en un intervalo de 0.01 a 1.4 kgDQO/kgSST·d con un promedio aritmético de 0.47 kgDQO/kgSST·d. Se puede observar que en la segunda etapa el comportamiento de la tasa de remoción es más estable, presentándose valores superiores a 1.0 al inicio de la segunda etapa estabilizándose a partir del día 63. El intervalo de valores en la segunda etapa se encuentra entre 0.26 a 1.3 kgDQO/kgSST·d con un promedio aritmético de 0.5 kgDQO/kgSST·d.

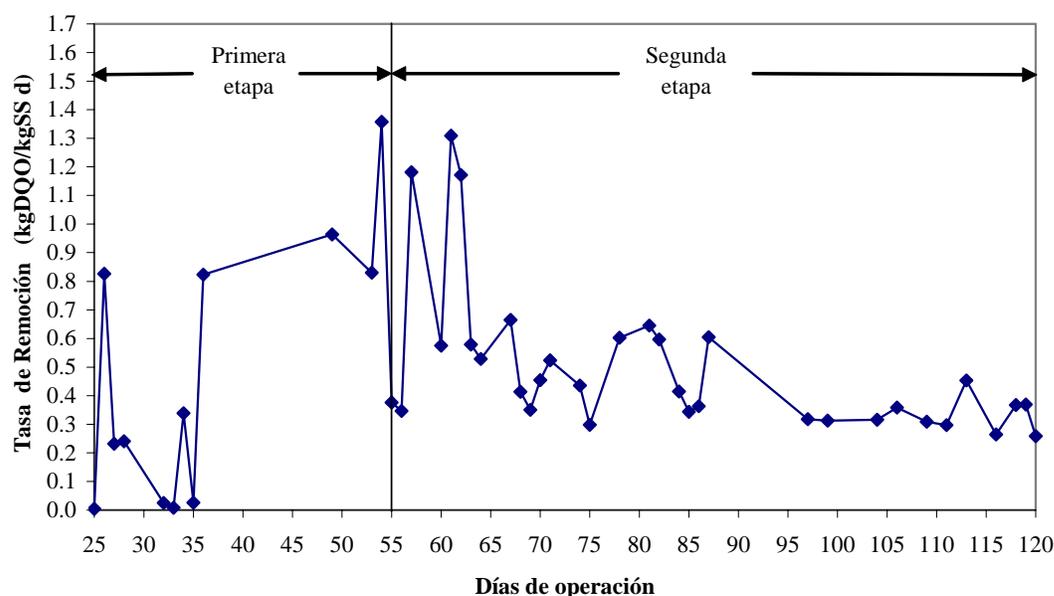


Figura 5.10. Comportamiento de tasa de remoción a lo largo del experimento.

Tabla 5.10 Intervalo de valores de tasa de remoción obtenidos en ambas etapas

	Días de operación	Tasa de remoción (mgDQO/mgSST d)		
		Mín	Med	Máx
1ª Etapa	55	0.01	0.47	1.4
2ª Etapa	65	0.26	0.5	1.3

5.7 Temperatura y pH

La temperatura y el pH son factores que afectan directamente a la actividad biológica en cualquier proceso biológico para el tratamiento de aguas residuales. Se obtiene un incremento de producción de biomasa y consumo de sustrato cuando la temperatura se eleva, pero si el calor es excesivo la biomasa puede morir. El pH también es importante ya que los microorganismos tienen un intervalo estrecho de tolerancia. Los microorganismos que degradan los materiales orgánicos de las aguas residuales funcionan mejor cerca de un pH neutro, con un intervalo de pH entre 6 a 9.

En la Tabla 5.11 se muestran los valores promedio medidos de temperatura y pH. Se observa que la temperatura promedio de la primera etapa es de 22 °C y en la segunda es de 18 °C, esta variación se debe a que la temperatura del reactor no fue controlada, por lo tanto, era similar a la del laboratorio. El valor promedio del pH fue de 7.4 en la primera etapa y 6.8 en la segunda etapa; estos valores se encuentran dentro del rango aceptable para los microorganismos.

Tabla 5.11 Valores promedio de temperatura y pH

	Temperatura (°C)	pH
1ª Etapa	22	7.4
2ª Etapa	18	6.8

Como se menciona en el capítulo 3, se carece de estudios detallados acerca de las variables pH y temperatura en la formación de los gránulos. Liu y Tay (2004) aseguran que estas variables no afectan la formación de los gránulos aerobios. La mayor parte de los trabajos reportados en la literatura especificada se realizaron en laboratorio con temperaturas no controladas entre 17 y 20°C.

5.8 Características de los gránulos

En ambas etapas se lograron formar flóculos que tendían a conglomerarse y formar gránulos aerobios, en una cantidad pequeña. En la Tabla 5.12 se muestra un resumen de los valores promedio de los parámetros que se midieron y bajo los cuales se obtuvieron los resultados que a continuación se describen.

En la Figura 5.11 se muestran una serie de imágenes que muestran diferentes formaciones de la biomasa a lo largo de la primera etapa. El reactor se inoculó e inició su funcionamiento el 18 de agosto del 2006 bajo las condiciones mostradas en la Figura 5.11.a. En la primer semana comenzaron a formarse flóculos (Figura 5.11.b). En la Figura 5.11.c se observan los primeros gránulos, los pocos gránulos formados eran de gran tamaño, entre 0.5 y 1 cm y presentaban filamentos que en ningún momento se pudieron eliminar.

La gran mayoría de los gránulos aerobios formados comenzaron a desintegrarse a los 36 días (Figura 5.11.f) a partir de ese día los SST en el reactor y la remoción de DQO comenzaron a disminuir. Los días siguientes permanecieron formados algunos gránulos aerobios pero no sedimentaban en la etapa de sedimentación (Figura 5.11.g y Figura 5.11.h).

En la Figura 5.12 se muestran algunos de los gránulos aerobios que se formaron en la primera etapa del experimento. Dichos gránulos aerobios fueron colocados en una caja petri y como fondo se tiene un papel milimétrico. Se observan gránulos aerobios de hasta 1 cm de diámetro, esto probablemente se debe a los altos valores de carga orgánica.

Tabla 5.12 Valores promedio de los parámetros

Parámetro	Primera etapa	Segunda etapa
CO (kgDQO/kgSS·d)	1.56	0.66
COvol (kgDQO/m ³ ·d)	1.62	1.10
DQOinf (mg/l)	390	264
DQOef (mg/l)	326	32
SSTreactor (mg/l)	2168	2327
SSTef (mg/l)	-	230
Remoción de SST (%)	-	83
TRC (d)	-	7
TRCpromedio (d)	-	8
Tasa de remoción (kgDQO/kgSS·d)	0.47	0.50
Coefficiente de Rendimiento (mgSST/mgDQO)	-	0.9
Coefficiente de Rendimiento promedio (mgSST/mgDQO)	-	0.8
Temperatura (°C)	22	18
pH	7.4	6.8

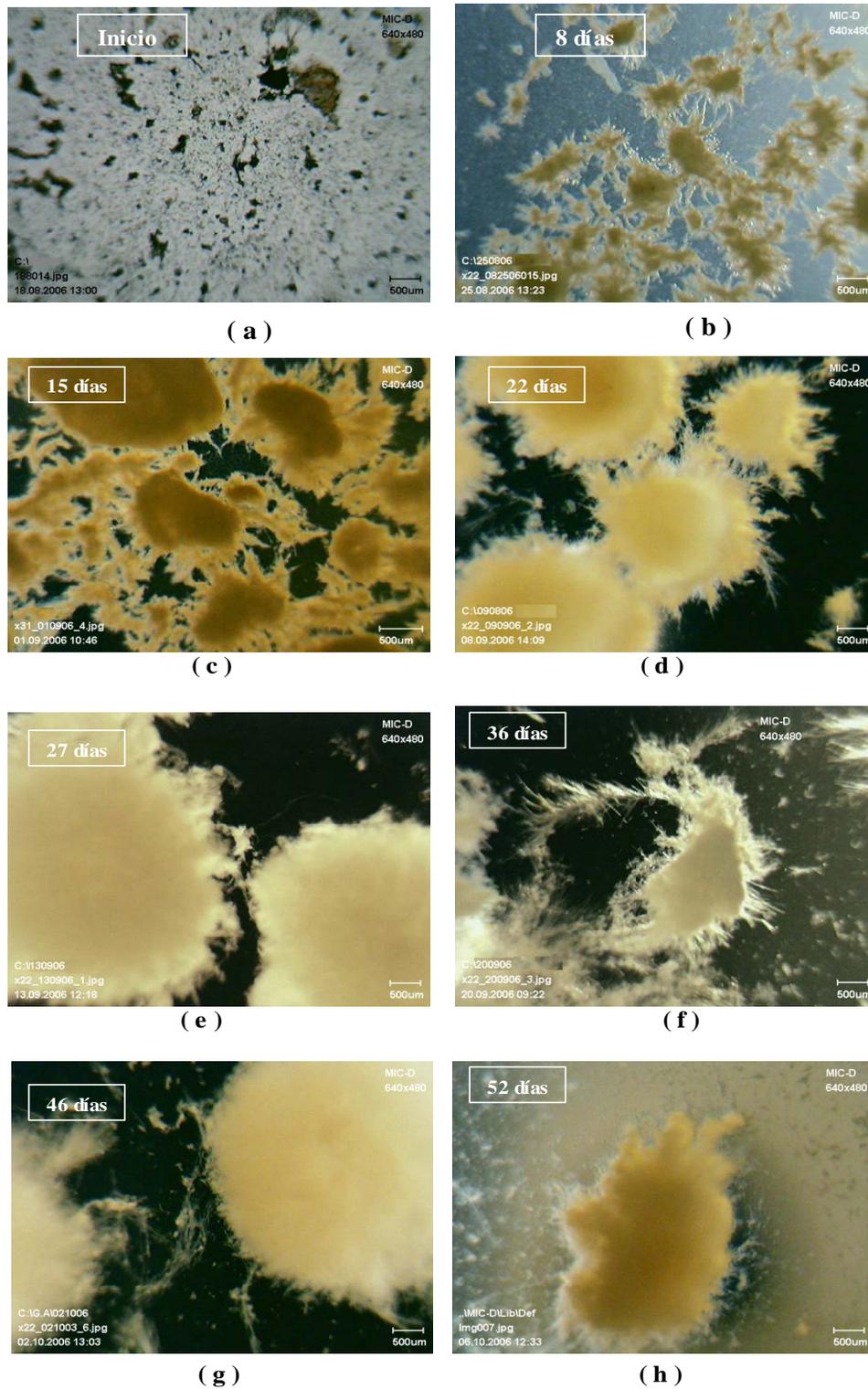


Figura 5.11. Imágenes tomadas con microscopio del proceso de granulación aerobia en la primera etapa del experimento.

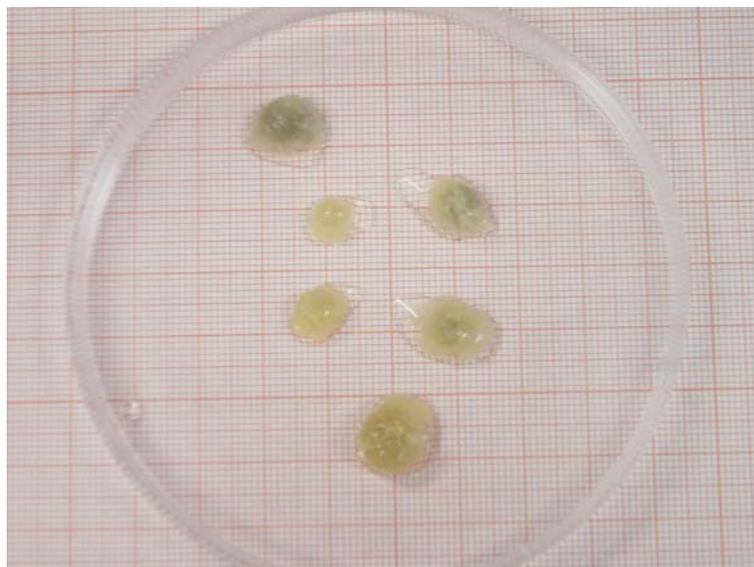


Figura 5.12. Gránulos aerobios en la primera etapa.

Para la segunda etapa se realizaron modificaciones en el reactor, parando el proceso el 11 de octubre y reiniciándolo el 12 de octubre, utilizando los SST que ya se tenían e inoculando nuevamente con lodo de la PTAR de CU. Las modificaciones realizadas se describen en el capítulo 4.

La Figura 5.13 muestra una serie de imágenes tomadas con microscópico. Como se puede observar en la Figura 5.13.a el lodo comienza a adquirir forma de filamentos muy irregulares. Las partículas comenzaron eventualmente a unirse, logrando una formación de flóculos a partir del día 22 (Figura 5.13.d).

Después de 30 días se pueden observar gránulos aerobios con filamentos. Después de 47 días, como se muestra en la Figura 5.13.f la granulación es completada formándose algunos gránulos rasurados y otros con filamentos. Se lograron formar gránulos aerobios de 2 a 3 mm y también arriba de los 5 mm, como se muestra en la Figura 5.13.g.

Aunque se lograron formar algunos gránulos la gran mayoría de los SS presentes en el reactor seguían siendo flóculos. Después de 60 días de operación los gránulos y los flóculos formados comenzaron a separarse, finalizando el experimento a los 65 días. En la Figura 5.14 se pueden observar los gránulos formados dentro del reactor.

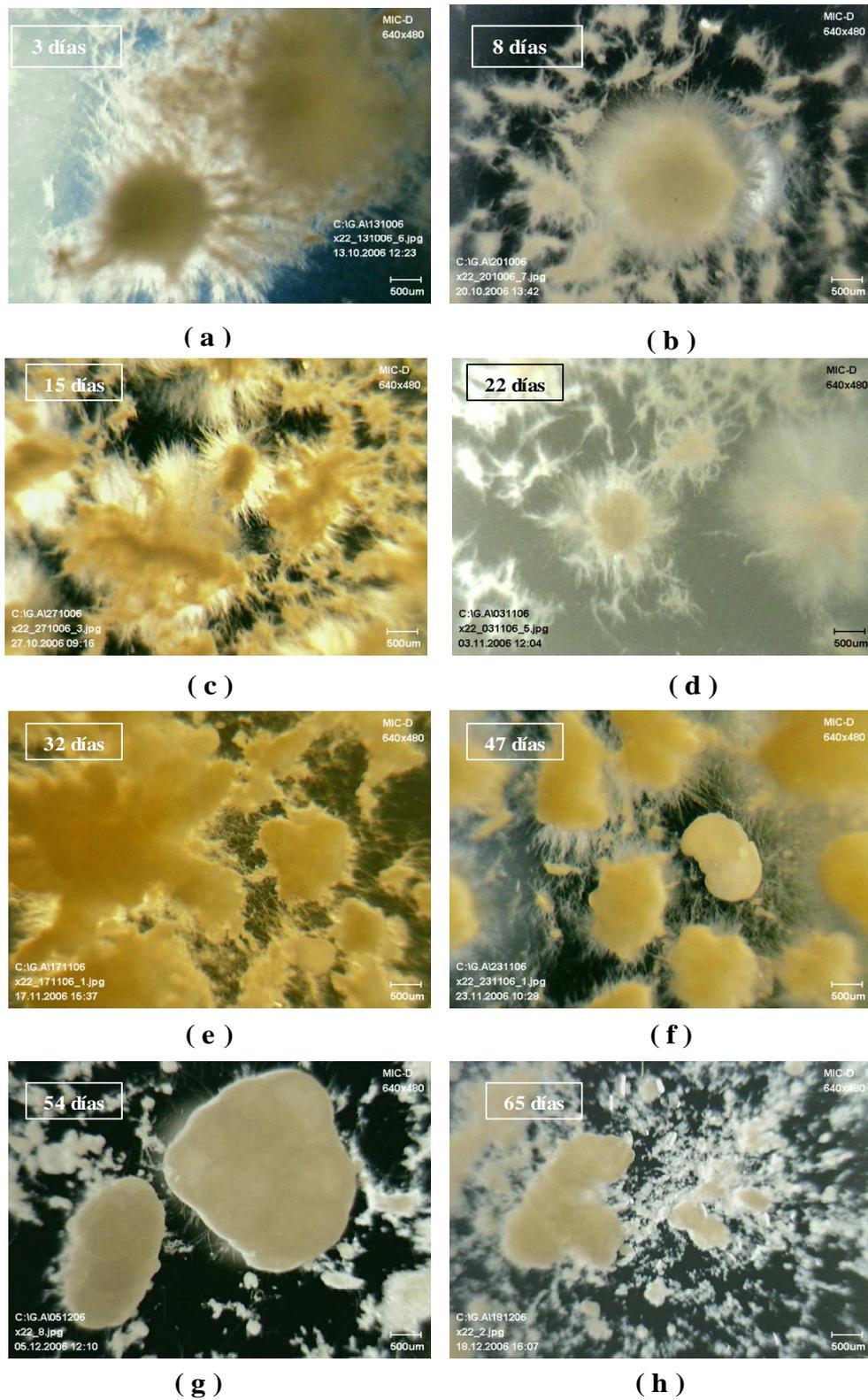


Figura 5.13. Imágenes tomadas con microscopio del proceso de granulación aerobia en la segunda etapa del experimento.



Figura 5.14. Imagen de los gránulos aerobios dentro del reactor

6 CONCLUSIONES

- En el transcurso de los 55 días de operación de la primera etapa se obtuvieron valores inestables de los parámetros de operación. Los valores de la CO y DQO fueron superiores a los valores establecidos en el diseño del reactor. El crecimiento de los SST fue lento, por lo tanto no se logró obtener las concentraciones esperadas de microorganismos. A pesar de esto se logró la formación de algunos gránulos aerobios, predominando los gránulos de gran tamaño y con filamentos.
- En la segunda etapa se pudo estabilizar el proceso. Los valores de CO, DQO_{inf} estuvieron cercanos al valor de diseño, la concentración de $SST_{reactor}$ aumentó y la de SST_{ef} disminuyó, favoreciendo la formación de flóculos y gránulos. La remoción de DQO fue mayor en esta etapa, alcanzando valores por arriba del 88%.

- Los gránulos aerobios formados en la segunda etapa presentaron una mejor estructura, siendo más redondos, sin filamentos, densos y sedimentando rápidamente. El efluente tratado se observaba más cristalino y con pocos sólidos.
- Debido a que no se logro llegar a las condiciones reportadas en la literatura, la granulación aerobia conseguida en ambas etapas era inestable; lográndose formar gránulos en ambas etapas pero desintegrándose a los pocos días de haberse formado.

7 BIBLIOGRAFIA

González Barceló, O. (1994). Un algoritmo para el diseño de un reactor discontinuo con biomasa suspendida para el tratamiento de aguas residuales. Tesis para obtener el grado de maestro en Ingeniería Ambiental. División de Estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería – UNAM.

González Martínez, S, (1989). Phosphate removal in a biofilm reactor. Informe de proyecto del Instituto de Ingeniería elaborado para Comission of the European Communities Directorate-General Science, Research and Development and the Instituto de Ingeniería – UNAM.

McWhorter, T. R. (1992). Application of the activated sludge process with sequencing batch reactors. McWhorter & Associates, Inc. Georgia, E.U.A.

Norcross, K. L. (1992). Sequencing batch reactors – an overview. *Wat. Sci. Tech.* 26 (9/11) 2523-2526

Wilderer, P. A. (1991). New developments in industrial wasterwater treatment. In new developments in industrial wasterwater treatment. WATOASI series, Vol. 191, Kluwer Academic Publisher.

- Kreuk, M. K., van Loosdrecht, M.C.M. (2004). Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Wat. Sci. Tech.*, 49 (4-5), 9-17.
- Liu, Y., Tay, J. (2004). State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22, 533-563.
- Liu, Y., Liu, Q. (2005). Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, 24, 115-127.
- McSwain, B. S., Irvine, R. L., Wilderer, P. A. (2004). The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure. *Wat. Sci. Tech.*, 49 (11-12), 19-25.
- Quin, L., Tay, J-H., Liu, Y. (2004). Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Process Biochemistry*, 39, 579-584.
- Tay, J-H., Pans, S., Tay, S.T.L., Ivanov, Y., Liu, Y. (2003). The effect of organic loading rate on the aerobic granulation: the development of shear force theory. *Wat. Sci. Tech.*, 47, 235-240.
- Beun, J., Hendriks, A., Van Loosdrecht, M.C.M., Morgenroth, E., Wilderer, P.A., Heijnen, J.J. (1998). Aerobic Granulation in sequencing batch reactor. *Wat. Sci. Tech.*, 33, 2283-2290.
- Metcalf & Eddy Inc. (1998). *Tratamiento, vertido y reutilización*. Vol. I, Mc Graw-Hill. México.

