

UNIVERSIDAD DEL BÍO - BÍO
FACULTAD DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

Profesor Patrocinante:

Ing. Pedro Cisterna Osorio.



**SISTEMATIZACIÓN DE INVESTIGACIONES
REALIZADAS DE BULKING EN LODOS
ACTIVOS Y ELABORACIÓN DE INFORME
PUBLICABLE**

Proyecto de título presentado en conformidad a los requisitos para obtener el Título
de Ingeniero Civil

NATALY DEL PILAR BASTÍAS TORO

Concepción, Abril 2017

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
1. INTRODUCCIÓN.....	3
1.1 Objetivos.....	4
2. MARCO TEÓRICO.....	5
2.1 Distribución de agua en el mundo.....	5
2.2 Recursos hídricos en Chile.....	6
2.2.1 Aguas residuales domésticas en Chile.....	7
2.3 Clasificación de las aguas residuales.....	7
2.3.1 Aguas residuales urbanas.....	7
2.3.2 Aguas residuales industriales.....	7
2.3.3 Lixiviados.....	7
2.4 Contaminantes del agua.....	8
2.4.1 Microorganismos patógenos.....	8
2.4.2 Desechos orgánico.....	8
2.4.3 Sustancias químicas inorgánicas.....	8
2.4.4 Nutrientes.....	8
2.4.5 Compuestos orgánicos sintéticos.....	8
2.4.6 Material en suspensión.....	9
2.4.7 Sustancias radiactivas.....	9
2.4.8 Contaminación térmica.....	9
2.5 Tratamiento de aguas residuales.....	9
2.6 Selectores.....	10
2.6.1 Selectores cinéticos.....	10
2.6.2 Selectores metabólicos.....	10
2.7 Tratamiento biológico de aguas residuales por lodos activos.....	11
2.8 Reactor discontinuo secuencial SBR.....	11
2.9 Problemas de separación en el proceso de lodos activos.....	12
2.9.1 Crecimiento disperso.....	12
2.9.2 Bulking viscoso.....	12
2.9.3 Bulking filamentoso.....	13
2.9.4 Foaming o formación de espumas.....	13
2.9.5 Flotación de los lodos.....	13
2.10 Estructura de los flóculos.....	13
2.10.1 Microestructura del flóculo.....	14
2.10.2 Macroestructura del flóculo.....	14

2.11	Tipos de flóculos.....	14
2.11.1	<i>Flóculo ideal</i>	14
2.11.2	<i>Flóculos punta de alfiler</i>	15
2.11.3	<i>Bulking</i>	15
2.12	Proceso de formación y maduración de los flóculos.....	15
2.13	Factores que influyen en el crecimiento de bacterias filamentosas.....	16
2.14	Parámetros utilizados en la caracterización, de aguas residuales.....	16
2.14.1	<i>Demanda bioquímica de Oxígeno (DBO)</i>	16
2.14.2	<i>Demanda química de oxígeno (DQO)</i>	16
2.14.3	<i>Carga másica</i>	17
2.14.4	<i>Sólidos suspendidos totales (SST)</i>	17
3.	DESARROLLO DEL TEMA.....	18
3.1	Metodología.....	18
4.	ANÁLISIS Y RESULTADOS.....	19
4.1	“Evaluación de Bulking en la biomasa mediante variación de la relación nutricional en un reactor de Tratamiento por Carga Secuencial (SBR)”.....	19
4.1.1	Montaje experimental.....	19
4.1.2	Medios de alimentación.....	20
4.1.3	Métodos analíticos.....	20
4.1.4	Operación del reactor.....	21
4.1.5	Resultados.....	21
4.1.5.1	<i>Sólidos Suspendidos Licor de Mezcla (SSLM)</i>	21
4.1.5.2	<i>Índice Volumétrico de Lodos (IVL)</i>	22
4.1.5.3	<i>Sólidos Suspendidos del Efluente (SSE)</i>	25
4.1.6	Conclusiones.....	29
4.2	“Efectos Comparativos del desarrollo de Bulking en la biomasa, frente a distintos tipos de sustratos”.....	30
4.2.1	Montaje Experimental.....	30
4.2.2	Medios de alimentación.....	30
4.2.3	Métodos analíticos.....	31
4.2.4	Operación reactor.....	31
4.2.5	Comportamiento del sistema.....	32
4.2.5.1	<i>Bacterias</i>	32
4.2.6	Resultados.....	34

4.2.6.1	<i>Sólidos Suspendidos Licor de Mezcla (SSLM)</i>	34
4.2.6.2	<i>Índice Volumétrico de Lodos (IVL)</i>	35
4.2.6.3	<i>Sólidos Suspendidos del Efluente (SSE)</i>	36
4.2.7	Conclusiones.....	37
4.3	“Incidencia del sustrato particulado en el funcionamiento de un Sistema de Lodos Activos”.....	38
4.3.1	Montaje experimental.....	38
4.3.2	Medios de alimentación.....	39
4.3.3	Métodos analíticos.....	40
4.3.4	Operación reactor.....	40
4.3.5	Comportamiento del sistema.....	40
4.3.5.1	<i>Bacterias</i>	42
4.3.6	Resultados.....	43
4.3.6.1	<i>Sólidos Suspendidos Licor de Mezcla (SSLM)</i>	43
4.3.6.2	<i>Índice Volumétrico de Lodos (IVL)</i>	44
4.3.6.3	<i>Sólidos Suspendidos del Efluente (SSE)</i>	45
4.3.7	Conclusiones.....	46
5.	CONCLUSIONES GENERALES.....	47
6.	REFERENCIAS.....	48

SISTEMATIZACIÓN DE INVESTIGACIONES REALIZADAS DE BULKING EN Lodos Activos y Elaboración de Informe Publicable

Autor: Nataly del Pilar Bastías Toro

Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Bío Bío

Correo Electrónico: nabastia@alumnos.ubiobio.cl

Profesor Patrocinante: Ing. Pedro Cisterna Osorio

Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad del Bío Bío

Correo Electrónico: pcisterna@ubiobio.cl

RESUMEN

Este estudio fue desarrollado mediante la revisión bibliográfica, contextualización y clasificación de la información de tres tesis relativas al desarrollo de Bulking en la biomasa, en sistemas de lodos activos a escala de laboratorio, las que fueron elaboradas por alumnos de la carrera de Ingeniería Civil, de la Universidad del Bío Bío. Para la sistematización de la información encontrada, se dio especial énfasis a aquellas mediciones de parámetros que muestran el efecto que produce la aparición de Bulking y la calidad del efluente, cuando el sistema es sometido a distintas condiciones de nutrientes y solubilidad del sustrato. Se realizó una síntesis de la información más relevante respecto al tema, y se elaboró un informe que será transformado en una publicación, y de esta manera contribuir a las aportaciones ya existentes, enfatizando en la incidencia de los nutrientes y la solubilidad del sustrato en el desarrollo de Bulking. Finalmente se realizó una correlación empírica de la carga orgánica de los sustratos utilizados en las investigaciones realizadas.

Palabras claves: Bulking, sustrato, nutrientes.

12 019 Palabras Texto + 35 Figuras/Tablas*250 = 20 769

SISTEMATIZACIÓN DE INVESTIGACIONES REALIZADAS DE BULKING EN Lodos Activos y Elaboración de Informe Publicable

Author: Nataly del Pilar Bastías Toro

Department of Civil and Environmental Engineering, University of Bío Bío.

Email: nabastia@alumnos.ubiobio.cl

Professor Sponsor: Ing. Pedro Osorio Cisterna

Department of Civil and Environmental Engineering, University of Bío Bío.

Email: pcisterna@ubiobio.cl

ABSTRACT

This study was developed through the bibliographical review, contextualization and classification of the information of three theses related to the development of Bulking in the biomass, in active sludge systems at laboratory scale, which were elaborated by students of the Civil Engineering, Of the Bio Bio University. For the systematization of the information found, special emphasis was placed on those measurements of parameters that show the effect of Bulking appearance and effluent quality, when the system is subjected to different nutrient conditions and solubility of the substrate. A synthesis of the most relevant information on the subject was made, and a report was prepared that will be transformed into a publication, and thus contribute to existing contributions, emphasizing the incidence of nutrients and the solubility of the substrate in the Development of Bulking. Finally an empirical correlation of the organic load of the substrates used in the investigations was carried out.

Key words: Bulking, substrate, nutrients.

3. INTRODUCCIÓN

El proceso de lodos activos es una de las técnicas más utilizadas para eliminar la materia biodegradable de las aguas residuales urbanas e industriales, debido a su versatilidad y costos de operación frente a otras opciones, la que mediante la degradación de la materia orgánica es capaz de tratar grandes volúmenes de agua residual en periodos de tiempo acotados y espacios reducidos. Sin embargo, a pesar del amplio uso de esta técnica aún existen problemas operacionales que pueden afectar el sistema y disminuir su eficiencia. Uno de los problemas más comunes en la operación de sistemas de lodos activos es el aumento de “Bulking” (Jenkins et al., 2004; Seviour y Nielsen, 2010; Mielczarek et al., 2012), el cual se desarrolla cuando el lodo sedimenta y se compacta de manera insuficiente. Otro de los problemas presentes es la “espumación”, la que cuesta una operación y un servicio de limpieza adicional, además de disminuir la calidad del efluente (Soddell y Seviour, 1990; De los Reyes, 2010). Aunque se han identificado diversos factores que favorecen el crecimiento excesivo de los microorganismos filamentosos, por ejemplo, la concentración de oxígeno disuelto (OD), bajas concentraciones de sustrato y deficiencia de nutrientes (Jenkins et al. 1993), se desconoce cuáles son exactamente los mecanismos que favorecen la proliferación de microorganismos filamentosos sobre los formadores de flóculos. Por otra parte, basado en la inspección microscópica, se ha demostrado que el índice volumétrico de lodos (IVL) está relacionado con la estructura del flóculo en sistemas de lodos activos (Palm et al., 1980; Dagot et al., 2001) y con el contenido y composición de bacterias filamentosas en la mayoría de los ensayos de Bulking filamentoso (Lee et al., 1983, da Motta et al., 2001a, b, Jenné et al., 2004, 2007; Amaral y Ferreira, 2005; Mesquita et al., 2009), también se ha reportado en la literatura (Jenkins et al. 1993) que un IVL entre 75 y 125 mL/g es característico de un lodo constituido por flóculos compactos y resistentes con una proporción equilibrada entre el número de formadores de flóculos y microorganismos filamentosos propio de un sistema de tratamiento con buena sedimentabilidad de sus lodos biológicos, por lo anterior se indica que un alto índice de volumen de lodos da como resultado serios problemas en la separación de sólidos (Martins et al., 2004, Wanner et al., 2010).

Existen diversas investigaciones que han abordado las causas del aumento de volumen de lodos en busca de solucionar el problema, por ejemplo, hay estudios que han sometido el sistema de lodos activos a una deficiencia o limitación de nutrientes (nitrógeno y el fósforo) y así evaluar la incidencia de los nutrientes en la sedimentabilidad de lodos (Guo et al., 2014). Otros estudios

apuntan a la incidencia del sustrato soluble y particulado donde por ejemplo, se ha encontrado que la longitud total del filamento extendido disminuyó y la decantación de lodos mejoró significativamente después que el sustrato soluble se cambió a sustrato particulado (Wang et al., 2013), también se ha encontrado que el sistema enriquecido con almidón tiene mejor decantación de lodos que el sistema enriquecido con glucosa (Puigagut et al., 2007).

Este trabajo busca sistematizar la información existente, relativa al desarrollo de Bulking, respecto a tres tesis realizadas anteriormente por alumnos de la Universidad del Bío Bío, de manera de obtener como producto final un informe publicable, el cual pueda contribuir a las aportaciones ya existentes, a través de una metodología basada en la búsqueda, clasificación y síntesis de la información disponible relativa al Bulking, por último se desarrolló un actividad experimental complementaria a las tesis estudiadas.

3.1 Objetivos:

3.1.1 Objetivo general:

Sistematizar la información de investigaciones realizadas, relativas al fenómeno Bulking en lodos activos, que tiene como producto la elaboración de informe publicable en revistas científicas.

3.1.2 Objetivos específicos:

- Identificar tesis relativas al Bulking desarrolladas por alumnos de la carrera de Ingeniería Civil.
- Revisar bibliografía referente al Bulking
- Clasificar la información relevante sobre la incidencia de solubilidad de sustratos y carencia de nutrientes en el desarrollo de Bulking.
- Elaborar síntesis sobre tesis estudiadas.
- Realizar correlación empírica de la carga orgánica (DQO) de los sustratos utilizados en las investigaciones.

4. MARCO TEÓRICO:

4.1 Distribución de agua en el mundo

Se estima que en el mundo existen unos 1400 millones de km³ de agua, de los cuales 35 millones (2,5 %) son de agua dulce.

Distribución de los recursos hídricos mundiales:

Tabla 1. Distribución de los recursos hídricos mundiales

	Volumen de agua (millones km ³)	Porcentaje de agua dulce	Porcentaje del total de agua
Agua total	1386		100
Agua dulce	35	100	2.53
<i>Glaciares y capas polares</i>	24.4	69.7	1.76
<i>Agua Subterránea</i>	10.5	30.0	0.76
<i>Lagos, ríos y atmósfera</i>	0.1	0.3	0.01
Agua salina	1351		97.47

La gran cantidad de agua dulce de las capas polares, glaciares y acuíferos profundos no es utilizable. El agua dulce que puede ser usada procede esencialmente de la escorrentía superficial del agua de lluvia, generada en el ciclo hidrológico (Figura 1). El agua se recicla continuamente por la evaporación causada por la energía solar. El ciclo hidrológico consume diariamente más energía que la utilizada en toda la historia de la humanidad. El promedio anual de precipitación sobre la tierra alcanza 119 000 km³, de los cuales alrededor de 74 000 km³ se evaporan a la atmósfera. Los 45 000 km³ restantes fluyen hacia lagos, embalses y cursos de agua o se infiltran en el suelo alimentando a los acuíferos. Este volumen de agua se denomina convencionalmente «recursos hídricos». No todos estos recursos son utilizables, porque parte del agua fluye hacia ríos remotos y parte durante inundaciones periódicas. Se estima que de 9 000 a 14 000 km³ son

económicamente utilizables por el hombre, nada en comparación con la cantidad total de agua de la tierra. Las extracciones anuales de agua para uso humano ascienden a alrededor de 3 600 km³. Parte del caudal de agua superficial debe seguir su curso natural para asegurar la dilución de efluentes y para asegurar la conservación de los ecosistemas acuáticos. El caudal ecológico que debe llevar un río depende de la época del año y de otros factores específicos de cada cuenca hidrográfica. Los caudales mínimos anuales de los ríos se estiman en unos 2 350 km³, aunque es necesario conocer mejor los aspectos ecológicos de los ríos, que son complejos. Si a esta cantidad se suma la que se extrae para uso humano resulta que ya están comprometidos 5 950 km³ de los recursos de agua dulce fácilmente disponibles. Globalmente, las cifras de recursos hídricos muestran que la situación es delicada, teniendo en cuenta las proyecciones demográficas y las demandas de agua. La situación ya es crítica en varios países y regiones, pues tanto la población como los recursos están distribuidos irregularmente. La escasez de agua dulce y la competencia entre los usuarios está aumentando en cada vez mayor número de zonas del mundo (FAO, 2002).

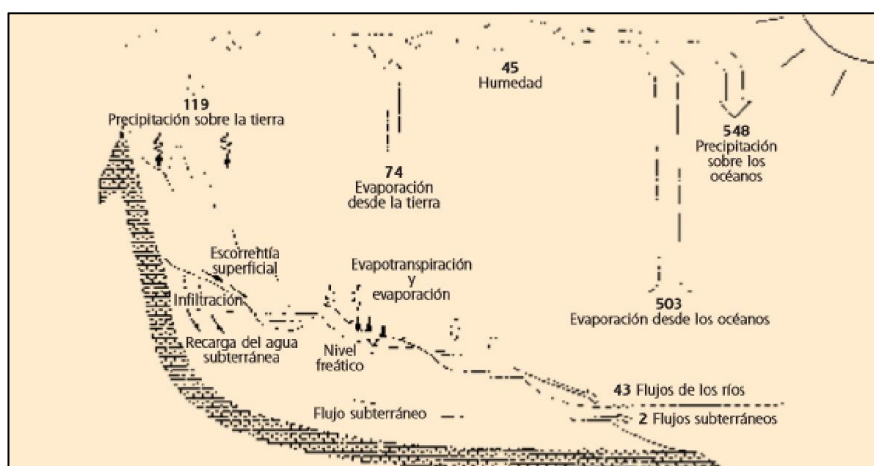


Figura 1. Ciclo hidrológico con volúmenes anuales en miles de km³. Fuente: www.fao.org

4.2 Recursos hídricos en Chile

En Chile la disponibilidad media de recursos hídricos por habitantes es de 5 475 [m³/año/hab] en el año 1992 (Informe País, 2005), lo que lo deja en una buena situación a nivel mundial, a pesar de ello, en el país no existe una repartición regular, lo que se puede corroborar a través de los datos de la DGA en 1987, que muestran que en un año promedio, las mayores precipitaciones y escoorrentías corresponden a XI región con valores medios de 3 263 [mm] y 10 134 [m³/s] y las menores de 44.5 [mm] y 0.93 [m³/s] pertenecientes a la II región, si se considera además que la fluctuación de precipitaciones presenta una mayor variabilidad interanual en las zonas áridas y

semiáridas del país (I a IV región) (Brown y Saldivia, 2000), se tiene que el norte de Chile no presenta una buena situación de disponibilidad de recursos hídricos.

Las regiones con menor disponibilidad de agua por habitante en Chile corresponden la II, III, RM, I y V (en orden de escasez), las cuales se encuentran alrededor o bajo los 1 000 [m³/año/hab], umbral considerado internacionalmente altamente restrictivo. Actualmente el consumo medio de agua en Chile supera esa cifra, alcanzando los 1 800 [m³/año/hab] (De Miguel. 1998), lo que indica que el agua pasa a ser un factor que puede limitar tanto el desarrollo económico y social como la sustentabilidad ambiental de ciudades como Santiago, la cual tiene una disponibilidad bajo los 700 [m³/año/hab] (Brown y Saldivia, 2000).

El uso que se le da al agua es diferente en cada región del país, las regiones que enfrentan la peor situación son la II y III, considerando que la disponibilidad de agua natural en estas se encuentran por debajo de los 500 [m³/año/hab], más crítico es el panorama si se considera que en estas regiones gran porcentaje del agua demandada corresponde a la minería, y cuya demanda sigue aumentando. Aún más grave es la situación si se considera que el agua destinada al uso y consumo doméstico experimenta además restricciones por mala calidad debido a la gran cantidad de minerales como Boro y el Arsénico (Informe País, 2002), también la salinización de acuíferos y contaminación derivada de las actividades industriales y mineras. Esta mala calidad del agua deriva en un alto costo de inversión para recuperar los recursos hídricos.

2.2.1 Aguas residuales domésticas en Chile:

En el país, existen más de 260 sistemas de tratamiento de aguas servidas operando y autorizados por la superintendencia, los que atienden a más de once millones y medio de habitantes de todo el país. La tecnología de tratamiento predominante corresponde a Lodos Activos, con casi un 60% respecto a la cantidad total de plantas de tratamiento de aguas servidas (SISS, 2007).

4.3 Clasificación de las aguas residuales

Las aguas residuales son residuos líquidos provenientes de las actividades humanas. “Las cuatro fuentes fundamentales de aguas residuales son: aguas domésticas o urbanas, aguas residuales industriales, escorrentías de usos agrícolas y pluviales”. (Ramalho, 1993).

4.4 Contaminantes del agua

- 4.4.1 *Microorganismos patógenos:* en los países en vías de desarrollo las enfermedades producidas por estos patógenos son uno de los motivos más importantes de muerte prematura.
- 4.4.2 *Desechos orgánicos:* Son el conjunto de residuos orgánicos producidos por los seres humanos, ganado, etc. Incluyen líquidos cloacales y efluentes provenientes de procesos industriales relacionados principalmente con el procesamiento de alimentos. El aporte excesivo de materia orgánica a los cuerpos receptores de aguas naturales favorece el desarrollo de microorganismos, principalmente bacterias. Debido a la alta velocidad de consumo de oxígeno por parte de los microorganismos, el cuerpo de agua tenderá a desarrollar condiciones anóxicas y/o anaeróbicas con el consiguiente deterioro del ecosistema presente. Adicionalmente, la zona perderá su atractivo desde el punto de vista recreacional afectando a toda actividad económica relacionada (Miller, 1994).
- 4.4.3 *Sustancias químicas inorgánicas:* En este grupo están incluidos ácidos, sales y metales tóxicos (mercurio, plomo, cadmio, etc.). Cuando están en cantidades altas pueden causar graves daños a los seres vivos, disminuir los rendimientos agrícolas y corroer los equipos que se usan para trabajar con el agua.
- 4.4.4 *Nutrientes:* Los nitratos y fosfatos son sustancias solubles en agua que las plantas necesitan para su desarrollo, pero si se encuentran en cantidad excesiva favorecen el desarrollo de algas provocando la eutroficación de las aguas. Cuando estas algas y otros vegetales mueren, al ser descompuestos por los microorganismos se agota el oxígeno y se hace imposible la vida de otros seres vivos.
- 4.4.5 *Compuestos orgánicos sintéticos:* Algunos compuestos orgánicos (petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, disolventes, detergentes, etc.) permanecen largos períodos de tiempo, porque, al ser productos fabricados por el hombre, contienen moléculas difíciles de degradar por los microorganismos.
- 4.4.6 *Material en suspensión:* En términos de masa total los materiales en suspensión son la mayor fuente de contaminación del agua. La turbidez que provocan en el agua dificulta la vida de algunos organismos y los sedimentos que se van acumulando destruyen sitios

de alimentación o desove de los peces, rellenan lagos o pantanos y obstruyen canales, rías y puertos.

4.4.7 *Sustancias radiactivas*: Isótopos radiactivos solubles pueden estar presentes en el agua y, a veces, se pueden ir acumulando a lo largo de las cadenas tróficas.

4.4.8 *Contaminación térmica*: El agua caliente liberada por centrales generadoras de energía eléctrica o en diversos procesos industriales puede elevar la temperatura de ríos o embalses con lo que disminuye su capacidad de contener oxígeno y afecta a la vida de los organismos.

4.5 Tratamiento de aguas residuales

4.5.1 *Según el régimen de aireación*: Aerobios, Anaerobios

4.5.2 *Según el régimen de operación*: Flujo continuo, flujo por cargas (Batch)

4.5.3 *Según el tipo de reactor utilizado*: Cultivos suspendidos, cultivos fijos

Muchas veces, debido a la complejidad de las aguas a tratar, la combinación de tratamientos es la opción más adecuada. La combinación del régimen de aireación, operación y tipo de reactor da lugar a la variante biotecnológica de la depuración. La selección del tratamiento adecuado depende de diversos factores entre los que se destacan el marco legal local, los objetivos o metas a alcanzar y en general, el contexto local específico donde serán aplicados (Boller, 1997).

4.6 Selectores

En general los sistemas de lodos activos de mezcla completa con alimentación continua dan lugar a lodos con peores características de sedimentabilidad que los sistemas de alimentación discontinua o con tanques compartimentados en los que el lodo recirculado entra en contacto con una elevada concentración de materia orgánica. Además, si la zona donde tiene lugar la mezcla del agua influente con el lodo recirculado está aireada, el lodo sedimentará peor que si la concentración de oxígeno disuelto en esta zona es cero. Esto ha dado lugar al desarrollo de nuevas estrategias para el control de los problemas de Bulking: utilización de tanques de flujo de pistón, alimentación

discontinua, compartimentar los tanques de aireación o la utilización de un pequeño tanque donde se produce la mezcla del lodo recirculado con el influente. Esta última alternativa es la que se conoce como selector. Existen dos tipos de selectores:

4.6.1 *Selectores cinéticos*: Son reactores aerobios. Se basan en la mayor velocidad de crecimiento de las bacterias formadoras de flóculos frente a las filamentosas para concentraciones elevadas de sustrato.

4.6.2 *Selectores metabólicos*: En estos el efecto del selector cinético se ve suplementado por la potenciación de metabolismos diferentes del aerobio en el sistema mediante unas condiciones de operación determinadas. La mayoría de las bacterias filamentosas son aerobias, viéndose desfavorecidas bajo condiciones distintas de estas, se dividen en:

- a) Anaerobios: en ausencia de aceptores de electrones las bacterias acumuladoras de polifosfatos son capaces de obtener energía de sus reservas de polifosfatos para el proceso de almacenamiento de sustrato dentro de la célula, por lo que su desarrollo se ve favorecido. El elevado contenido en fósforo de estas bacterias les confiere unas excelentes características de sedimentabilidad.
- b) Anóxicas: en ausencia de oxígeno, las bacterias desnitrificantes utilizan nitrato como aceptor de electrones produciéndose el metabolismo anóxico. Las bacterias filamentosas o no son capaces de nitrificar o lo hacen con una velocidad muy inferior a la de bacterias formadoras de flóculos por lo que éstas se verán favorecidas.

2.10 Tratamiento biológico de aguas residuales por lodos activos (*Ferrer y Seco, 2008*):

Tradicionalmente, se ha reservado esta denominación para los procesos aerobios, en suspensión líquida, y provistos de un sistema de separación y recirculación de fangos. Sin embargo, la tendencia actual es la inclusión dentro de este apartado tanto de los procesos de eliminación de materia orgánica como de nutrientes mediante de sistemas de cultivo en suspensión con recirculación de lodos.

Los microorganismos que han de separarse del sistema para mantener un proceso estable se denominan lodos en exceso y se pueden purgar en uno de los puntos A o B, aunque normalmente

se realiza en B. Estos lodos en exceso y los que se recirculan se denominan “lodos activos” y contienen los microorganismos que llevan a cabo la depuración biológica.

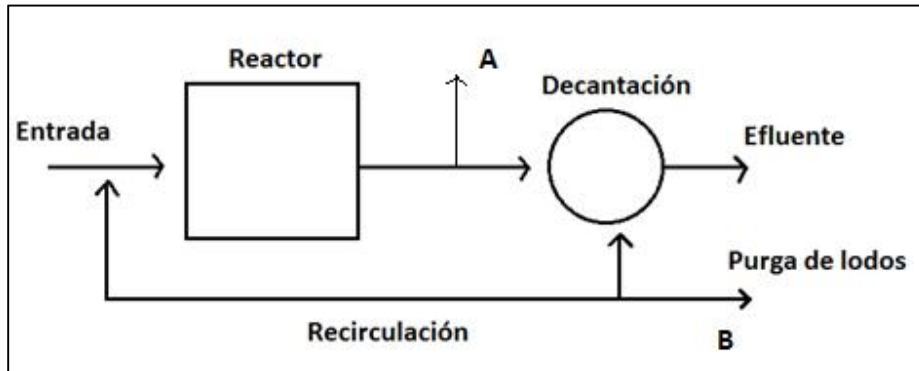


Figura 3. Esquema del proceso de lodos activos.

2.11 Reactor discontinuo secuencial SBR

Un reactor discontinuo secuencial (SBR, Sequential Batch Reactor) es un sistema de lodos activos para el tratamiento del agua residual que utiliza ciclos de llenado y vaciado. El agua residual es introducida al reactor en un tiempo definido previamente. La degradación de los contaminantes y la separación posterior de la biomasa se llevan a cabo en el mismo tanque. Las fases del proceso son secuenciales y se repiten en forma periódica. El tratamiento del agua residual en un reactor SBR se realiza mediante fases o etapas en las cuales se van desarrollando procesos biológicos, los cuales permiten la degradación y síntesis de la materia orgánica. Normalmente un reactor opera en fases que son: fase de llenado, aireación, sedimentación y vaciado (figura 4).

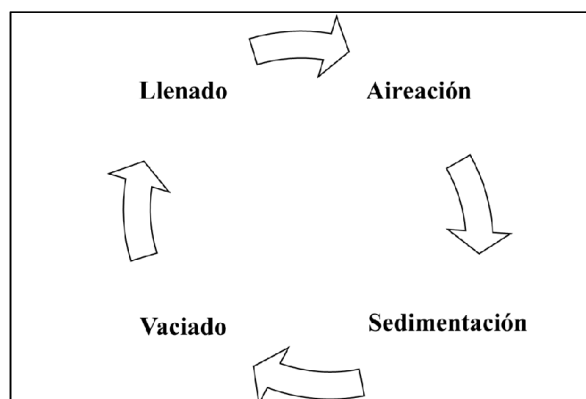


Figura 4. Etapas de un ciclo de operación de un reactor SBR.

En la primera etapa, llamada llenado estático, se introduce el agua residual al sistema bajo condiciones estáticas. En la segunda fase (aireación) se inyecta aire al sistema. La etapa de aireación 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. El tercer ciclo, llamado fase de sedimentación, genera condiciones de reposo en todo el tanque para que los lodos puedan decantar. Durante la última etapa, o etapa de vaciado, el agua tratada es retirada del tanque mediante un sistema de eliminación de sobrenadante superficial. Finalmente, se puede purgar el lodo generado para mantener constante la concentración de éste.

2.12 Problemas de separación en el proceso de lodos activos (Ferrer y Seco, 2008)

La separación de los sólidos del agua tratada tiene lugar normalmente por sedimentación, estando la mayoría de los problemas de separación asociados a fallos en la formación de la microestructura o de la macroestructura del flóculo. Los principales problemas son:

2.12.1 *Crecimiento disperso*: Por alguna razón no se produce la biofloculación de los microorganismos, dando lugar a un efluente turbio.

2.12.2 *Bulking viscoso*: Se produce un fallo en la microestructura por un exceso de polímeros extracelulares. Las células se encuentran dispersas en una masa de material extracelular, dando lugar a un lodo viscoso con problemas de sedimentación y compactación.

2.12.3 *Bulking filamentosos*: Fallo en la macroestructura por un exceso de organismos filamentosos. Esta estructura mantiene los flóculos separados, haciendo que la sedimentación y la compactación sean muy deficientes. En casos muy severos, la manta de lodos puede sobrepasar la altura del vertedero del clarificador, saliendo éstos con el efluente.

2.12.4 *Foaming o formación de espumas*: Normalmente está asociado a dos tipos de bacterias filamentosas: *Nocardia* Spp y *Microthrix* *Parvicella*. Ambos microorganismos tienen superficies celulares muy hidrofóbicas, situándose en la

superficie de las burbujas de aire, estabilizando las burbujas y formando espumas que ascienden a la superficie donde tienen a acumularse formando una capa espesa de color marrón.

2.12.5 *Flotación de los lodos*: La formación de N_2 gas (muy poco soluble en agua) en el decantador secundario debido a un proceso de desnitrificación, puede provocar la flotación de lodos. Este problema se agrava cuando el lodo desnitrificante tiene una proporción elevada de bacterias filamentosas. Es importante el control de la concentración de nitratos en el efluente del reactor de lodos activos para evitar este problema. Se identifica fácilmente el problema por observación de pequeñas burbujas de gas en el clarificador y, en caso de presencia de bacterias filamentosas, se encuentran en la misma proporción en el licor de mezcla y en las espumas.

2.13 Estructura de los flóculos (Ferrer y Seco, 2008):

Las bacterias para ser retenidas en una planta tienen que ser capaces de formar un flóculo discreto sedimentable o ser atrapadas dentro de él. El flóculo puede considerarse en principio formado como resultado combinado de la actividad biológica y de las fuerzas físicas.

Las bacterias en los lodos activos son consideradas biocoloides hidrofílicos. Se considera que la floculación de las bacterias está causada por polielectrolitos de origen natural (ácidos húmicos), sustancias excretadas en la superficie celular de las bacterias (complejos de polisacáridos y glucoproteínas). Estos polímeros extracelulares son segregados por las denominadas bacterias formadoras de flóculos. Por lo tanto los flóculos de lodos activos están formados por microorganismos, partículas orgánicas e inorgánicas del agua residual influente y polímeros extracelulares que juegan un papel importante en la biofloculación del lodo activo.

En el flóculo de lodos activos se pueden considerar dos niveles de estructura: la microestructura y la macroestructura.

2.13.1 *Microestructura del flóculo*: Es conferida por los procesos de agregación y biofloculación. Constituye la base de la formación del flóculo y da lugar a la formación de flóculos normalmente pequeños (menores de 75 μm) esféricos y compactos, aunque débiles y fácilmente afectados por la turbulencia del reactor.

2.13.2 *Macroestructura del flóculo*: Es proporcionada por microorganismos filamentosos. Estos organismos forman una red sobre la cual se fijan los flóculos, originando flóculos grandes, fuertes y resistente a las turbulencias del reactor. Los flóculos grandes que contienen organismos filamentosos suelen ser de forma irregular, en vez de tener la forma esférica típica de los flóculos sin presencia de organismos filamentosos, ya crecen en la misma dirección que la red.

2.14 Tipos de flóculos (Ferrer y Seco, 2008):

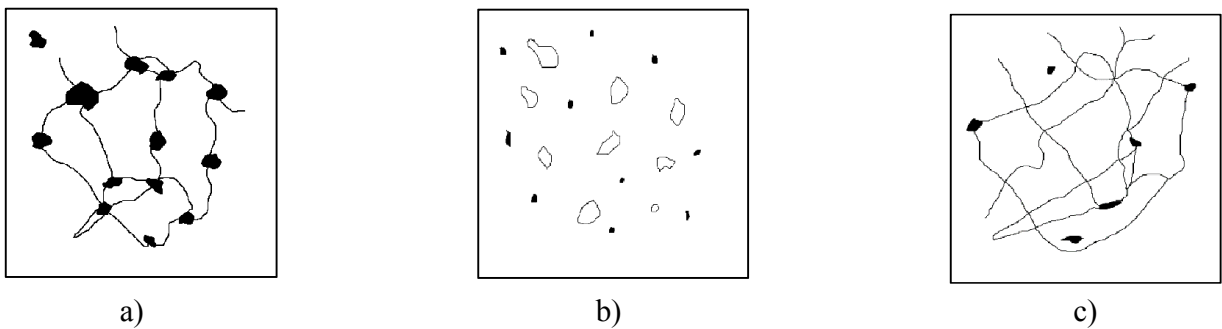


Figura 5. Efectos de la presencia de bacterias filamentosas sobre la estructura del lodo activo.

En función del nivel de bacterias filamentosas pueden distinguirse tres tipos de flóculos:

2.14.1 *Flóculo ideal*: Cuando la proporción de bacterias formadoras de flóculos y bacterias filamentosas es la correcta se formarán flóculos compactos, densos y grandes que sedimentarán fácilmente en el decantado secundario dando lugar a un lodo concentrado y un sobrenadante limpio (Figura 5 a).

2.14.2 *Flóculos punta de alfiler*: Cuando prácticamente no existen bacterias filamentosas, existiendo solo microestructura. Los flóculos son pequeños y débiles. Los flóculos grandes sedimentan rápidamente pero los pequeños no sedimentan bien, originando un sobrenadante turbio (Figura 5 b).

2.14.3 *Bulking*: Tiene lugar un predominio de las bacterias filamentosas, las cuales crecen dentro y fuera de los flóculos, impidiendo que se aproximen. Los flóculos son

fuertes y grandes pero las bacterias filamentosas interfieren en la redimentación y compactación. El sobrenadante producido es extremadamente claro ya que las partículas pequeñas son filtradas y fijadas sobre la estructura filamentosas (Figura 5 c).

2.15 Proceso de formación y maduración de los flóculos (Ferrer y Seco, 2008):

La naturaleza de las aguas residuales tratadas determinan los tipos de microorganismos que se desarrollan. Las bacterias se multiplican rápidamente y al principio están libres en el líquido, pero más tarde se aglutinan para formar el núcleo del flóculo. La mayor o menor tendencia a flocular es diferente para las distintas especies.

El flóculo puede aumentar su tamaño por la multiplicación de las bacterias que hay en él, y por la adición de la materia muerta o viva desde la fase líquida. Durante su desarrollo el flóculo es colonizado por organismos consumidores de bacterias como los protozoos ciliados, nematodos y rotíferos. Por tanto un flóculo maduro puede considerarse como un microcosmos, cuya población está en un equilibrio dinámico sensible a las condiciones ambientales entre las que se incluyen la composición de los residuos.

Conforme el flóculo crece y aumenta su edad, aumentan las células muertas y los sólidos inertes acumulados. Aunque el flóculo viejo es capaz de absorber sustancias, la oxidación biológica es posible únicamente para las células vivas, produciéndose una disminución de la actividad general del flóculo con la edad. Al aumentar su tamaño, la difusión de los nutrientes y el oxígeno a las bacterias individuales y la salida de sus excretas se hace cada vez más difícil. Por tanto en un cultivo microbiano, cada flóculo puede considerarse que pasa a través de diferentes fases de crecimiento alcanzando la madurez y posteriormente la decadencia cambiando su estructura y actividad, ambas significativas en el proceso de depuración.

2.16 Factores que influyen en el crecimiento de bacterias filamentosas (Ferrer y Seco, 2008):

Actualmente, el control efectivo de los problemas de sedimentación de lodos se basa en la identificación de los organismos que lo causan y en la eliminación de las condiciones que favorecen su crecimiento.

Entre los factores que pueden favorecer el crecimiento de estos organismos cabe destacar:

- a) Baja Carga másica o elevada edad del lodo
- b) Baja concentración de oxígeno disuelto

- c) Concentración de $S^=$, aguas sépticas.
- d) Déficit de nutrientes (Nitrógeno y/o Fósforo)
- e) Bajo pH (hongos)
- f) Atrapamiento de espumas en la superficie y recirculación de espumas.

2.17 Parámetros utilizados en la caracterización, de aguas residuales

2.17.1 Demanda bioquímica de Oxígeno (DBO) (Metcalf and Eddy, 1995):

El parámetro de contaminación orgánica más ampliamente empleado, aplicable tanto a aguas residuales como a aguas superficiales, es la DBO a 5 días (DBO_5). La determinación del mismo está relacionada con la medición del oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica. Los resultados de los ensayos de DBO se emplean para:

- a) Determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requerirá para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente
- b) Dimensionar las instalaciones de tratamiento de aguas residuales
- c) Medir la eficacia de algunos procesos de tratamiento
- d) Controlar el cumplimiento de las limitaciones a que están sujetos los vertidos

2.14.2 Demanda química de oxígeno (DQO) (Metcalf and Eddy, 1995):

El ensayo de DQO se emplea para medir el contenido de materia orgánica tanto de las aguas naturales como de las aguas residuales. En el ensayo se emplea un agente químico fuertemente oxidante en medio ácido para la determinación del equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse. El ensayo de la DQO se emplea para la medición de la materia orgánica presente en aguas residuales tanto industriales como municipales que contengan compuestos tóxicos para la vida biológica. La DQO de un agua residual suele ser mayor que su correspondiente DBO, siendo esto debido al mayor número de compuestos cuya oxidación tiene lugar por vía química frente a los que oxidan por vía biológica.

2.14.3 Carga másica (Ferrer y Seco, 2008):

La carga másica es un parámetro que trata de representar la relación existente entre la carga orgánica alimentada al reactor y los microorganismos presentes en él ($F/M = \text{food/microorganisms}$).

Dada la dificultad de cuantificar los microorganismos, suele definirse como:

$$C_m = \frac{\text{kg DBO}_5 \text{ entrantes}}{\text{Kg SSV en el reactor} \times \text{día}} = \frac{QS_{Tof}}{VX_{SSV}}$$

O incluso, a veces se refiere este parámetro a los SST en el reactor (en vez de los SSV), ya que estos son más fáciles de determinar que los volátiles. Por ello es muy importante al hablar de la carga másica establecer a que concentración de sólidos está referida.

La experiencia ha demostrado que los valores de C_m están relacionado con la sedimentabilidad de lodos, es más, sólo para algunos valores de este parámetro puede obtenerse un lodo fácilmente sedimentable.

Para caracterizar la sedimentabilidad del lodo se suele utilizar el Índice Volumétrico de Lodos (IVL), que se define como el volumen en mL ocupado por 1 g de lodo seco después de decantar media hora.

$$IVL = \frac{V \text{ lodo sedimentado (ml/l)}}{SST \text{ en el reactor (mg/l)}} 10^3$$

2.14.4 Sólidos suspendidos totales (SST) (Metcalf y Eddy)

Analíticamente, se define el contenido de sólidos totales como la materia que se obtiene como residuo después de someter al agua a un proceso de evaporación entre 103 y 105 °C. No se define como sólida aquella materia que se pierde durante la evaporación debido a su alta presión de vapor.

Los sólidos sedimentables se definen como aquellos que sedimentan en el fondo de un recipiente de forma cónica (cono de Imhoff) en el transcurso de un periodo de 60 min. Los sólidos sedimentables, expresados en unidades de ml/l, constituyen una medida aproximada de la cantidad de lodo que se obtendrá en la decantación primaria del agua residual. Los sólidos totales, o residuo de la evaporación, pueden clasificarse en filtrables o no filtrables (sólidos en suspensión) haciendo pasar un volumen conocido de líquido por un filtro.

La fracción filtrable de los sólidos corresponde a sólidos coloidales y disueltos. La fracción coloidal está compuesta por las partículas de materia de tamaños entre 0.001 y 1 micrómetro. Los sólidos disueltos están compuestos de moléculas orgánicas e inorgánicas e iones en disolución en el agua.

No es posible eliminar la fracción coloidal por sedimentación. Normalmente, para eliminar la fracción coloidal es necesaria la oxidación biológica o la coagulación complementadas con la sedimentación.

Cada una de las categorías de sólidos comentadas hasta ahora puede ser, a su vez, dividida en función de su volatilidad a $550 \pm 50^\circ\text{C}$. a esta temperatura, la fracción orgánica se oxidará y desaparecerá en forma de gas, quedando la fracción inorgánica en forma de cenizas. De ahí que se empleen los términos <<Sólidos volátiles>> y << Sólidos fijos>> para hacer referencia, respectivamente, a los componentes orgánicos e inorgánicos (o minerales) de los sólidos en suspensión.

5. DESARROLLO DEL TEMA:

5.1 Metodología:

Primera etapa:

- a) Revisión bibliográfica
- b) Identificación y revisión de tesis relativas al Bulking de alumnos
- c) Contextualización de publicaciones y tesis
- d) Clasificación de la información
- e) Planteamiento de los márgenes del tema

Segunda etapa:

- a) Sistematización de la información encontrada en publicaciones y tesis
- b) Indagación de la información complementaria

Tercera etapa:

- a) Elaboración de una síntesis sobre los temas estudiados
- b) Desarrollo empírico de aspectos complementarios
- c) Redacción trabajo final.

Metodología actividad empírica: Se realiza un ensayo de DQO para distintas concentraciones de harina y azúcar.

- Se disuelve sustrato particulado (harina) y sustrato soluble (azúcar) en agua para diferentes concentraciones.

- Se toman muestras de 2 ml de cada concentración y se introducen cuidadosamente en la pared de los tubos de reacción, posteriormente se tapan y se identifican las muestras en la tapa. Se debe considerar hacer una “muestra de blanco” que contiene 2 ml de agua destilada y que sirve como referencia para las mediciones de DQO.
- Se mezcla el contenido de los tubos agitándolos 2 veces.
- Los tubos se colocan en el reactor térmico durante 120 minutos a 150 °C, posteriormente se enfrían las muestras durante 30 minutos.
- Finalmente se colocan las muestras en un fotómetro, iniciando con la “muestra de blanco” y escogiendo el rango de DQO, para este caso, 0-1500 mg/L.



Figura 6. Thermoreactor ECO 25



Figura 7. Fotómetro

6. ANÁLISIS Y RESULTADOS:

A continuación se presenta la información sintetizada de cada una de las tesis estudiadas, que contiene los aspectos más relevantes de cada experiencia y sus resultados. Se ordenan de acuerdo al año en que se realizaron.

6.1 “Evaluación de Bulking en la biomasa mediante variación de la relación nutricional en un reactor de Tratamiento por Carga Secuencial (SBR)” por Álvaro Muñoz Reyes (2008).

Se implementaron a escala de laboratorio cuatro reactores SBR, donde se evaluó el comportamiento de un sistema de lodos activos, frente a un desbalance de nutrientes del influente utilizado para un total de trece experiencias.

6.1.1 Montaje experimental

El sistema SBR a escala de laboratorio (figura 8) consiste en un reactor cilíndrico de acrílico transparente, con una altura de 45 cm y un diámetro interno de 20 cm, con capacidad de 14 litros y un volumen de operación de 10 litros. Para lograr una correcta aireación-agitación del licor de mezcla en el reactor, se realizó la transferencia de oxígeno necesaria mediante un sistema de distribución de aire, utilizando un compresor, difusores de burbuja fina y mangueras. La biomasa utilizada para la experiencia fue obtenida de la Planta de Tratamientos de Aguas Residuales Urbanas Bío Bío, ubicada en Hualpén, región del Bio Bio, Chile, perteneciente a la empresa Essbio S.A. Se implementaron 4 reactores de iguales características para cubrir un total de 13 experiencias. La etapa experimental se desarrolló en un periodo de 14 días corridos, con 2 ciclos diarios de llenado, aireación, sedimentación y vaciado para cada experiencia.



Figura 8. Reactor SBR a escala de laboratorio

6.1.2 Medios de alimentación

El agua residual sintética se obtuvo de la aclimatización de la biomasa extraída de la planta de Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas, en la cual se logró la relación óptima de nutrientes para el desarrollo microbiológico, esto es DBO: N: P=100:5:1 (Metcalf and Eddy, 1991). El aporte de carbono se basa en la incorporación de Sacarosa, a través de la relación 1 gr $C_{12}H_{22}O_{11}$: 1.3 g DBO. Para incorporar Nitrógeno (N) y Fósforo (P) se utilizó cloruro de amonio (NH_4Cl) y fosfato trisódico (PO_4Na_3), respectivamente. El sistema se sometió a un desbalance de nutrientes para evaluar su efecto sobre la biomasa.

Tabla 2. Diseño Experimental, relaciones de nutrientes para 13 experiencias.

Run	Factor 1. A: % Nitrógeno	Factor 2. B: % Fósforo
1	70	70
2	30	110
3	70	70
4	30	30
5	70	70
6	13	70
7	70	70
8	70	13
9	110	30
10	110	110
11	127	70
12	70	127
13	70	70

La tabla 2, muestra para cada corrida, los rangos en que se mantendrán las concentraciones de nutriente, durante el periodo de experimentación. Cabe señalar que el diseño central compuesto consta de un factorial de 2^2 aumentado con cinco puntos centrales (N.70%-P70%), que estiman el error experimental, y cuatro corridas axiales que permite ajustar el modelo cuadrático.

6.1.3 Métodos analíticos

Durante la experiencia se midieron distintos parámetros diariamente, esto con el objetivo de evaluar el crecimiento de la biomasa y la calidad del efluente. La medición de Sólidos suspendidos Totales (SST) se realizó de acuerdo al procedimiento descrito en la Norma Chilena Nch213/3.Of95. Además se realizó un análisis de superficies de respuestas, a través de un diseño factorial compuesto, con las combinaciones de factores determinadas aleatoriamente, utilizando el software Design Expert 7.0.0 (Stat-ease, Inc).

6.1.4 Operación del reactor

La carga de agua residual sintética se incorporaba al sistema cada vez que se completaba un ciclo de tratamiento, para lo que se asumió un caudal diario del afluente de 6 litros/ciclo. Esto se mantuvo para todas las experiencias bajo las distintas relaciones de nutrientes establecidas.

A través del sistema de aireación se mantenía agitado el lodo biológico, en un estado de mezcla completa, en ciclos de diez horas de aireación por cada dos horas de sedimentación, lo que permitía desarrollar dos ciclos diarios para cada reactor.

Al finalizar cada ciclo se retiraba el agua tratada por una serie de orificios que permitían evacuar la cantidad de 6 litros, equivalente a la carga del afluente por ciclo. La capacidad restante del reactor proporcionaba 4 litros para la etapa de sedimentación, donde el nivel del manto de lodos dependía de la concentración de biomasa en el reactor, la que se aproximaba a 2700 mg/l (concentración de lodos inicial asumida para todos los reactores con modificación de nutrientes) y el nivel de manto alcanzaba los 2,5 L, evitando un contacto directo con el agua tratada. El volumen de sedimentación extra considerado, permitía un margen de seguridad para cuando las condiciones operacionales fueran modificadas.

6.1.5 Resultados

6.1.5.1 Sólidos Suspendidos Licor de Mezcla (SSLM):

Los ensayos de sólidos suspendidos totales (SSLM) se realizaron cada dos días durante todo el periodo de operación de los reactores implementados (14 días). La concentración inicial utilizada de SSLM se mantuvo en un rango de 2600mg/L a 2750mg/L.

En la figura 9 se observa que la biomasa presenta un descenso en las experiencias donde el N está por debajo del nivel considerado óptimo (DBO:N:P=100:5:1). Para el caso de los reactores RII, RIV y RVI, donde la relación DBO:N:P fue 100:1,5:1,1 ; 100:1,5:3,3 ; 100:0,65:0,70, respectivamente, se produjo una disminución de la biomasa desde el primer día de operación, donde la mayor pérdida de SSLM se registró en el reactor RVI bajo una deficiencia simultánea de ambos nutrientes, llegando a valores de 1000 mg/l. Ocurre algo distinto con los reactores RIX, RXI donde se observa que para niveles de P inferiores a la relación óptima establecida, se mantiene un aumento sustantivo en la producción de biomasa durante el periodo de operación. También muestra un ascenso en la biomasa la relación DBO: 5,5: 1,1 del reactor RX.

Los resultados anteriores indican que en dos semanas de presencia mínima de los nutrientes N y P, las mayores pérdidas de SSLM se dieron en aquellos reactores donde, el porcentaje de N, fue inferior al 70 % del valor óptimo, independiente del porcentaje de P en la relación nutricional. Por lo tanto se deduce que la biomasa no soporta una pérdida inmediata de N, al contrario de aquellas experiencias, donde hubo aumento de SSLM con disminuciones de P.

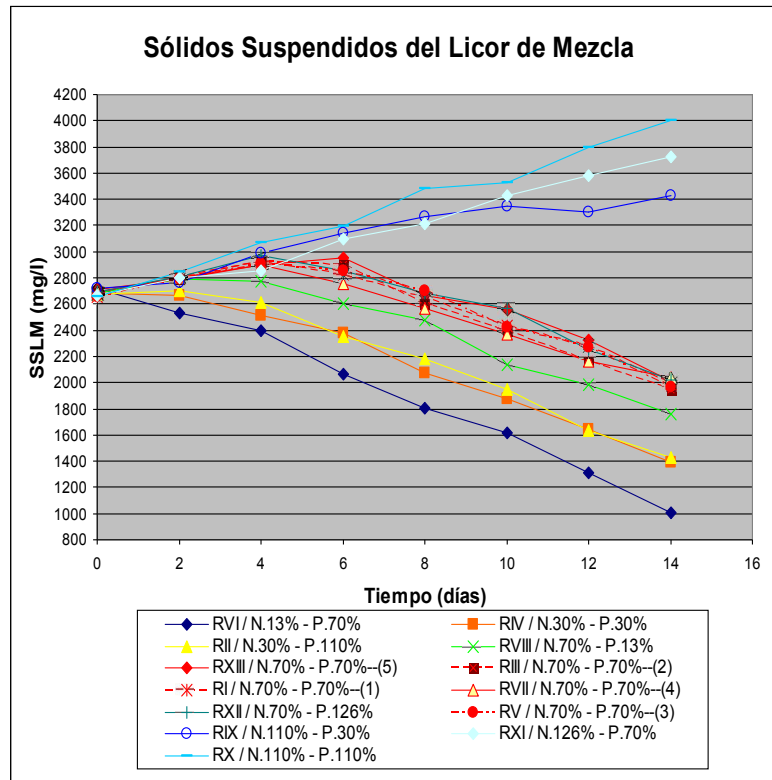


Figura 9. Sólidos suspendidos del licor de mezcla (SSLM) con desbalance de nutrientes para cada reactor.

6.1.5.2 Índice Volumétrico de Lodos (IVL):

Con el objetivo de observar el comportamiento en la separación de sólidos, del agua clarificada, se evaluó el parámetro que representa la sedimentabilidad de lodos.

En la figura 10 se muestra que los valores de IVL fueron similares para todos los reactores hasta el cuarto día de operación, a partir de ese día sobrepasaron el límite de los 100 ml/g aquellos reactores en que la presencia de N se había reducido en un 70% del valor considerado óptimo, y en donde el orden de crecida del IVL dependió exclusivamente de la cantidad de P contenida en el agua residual. Además se tiene que el mayor aumento de IVL se obtuvo cuando la cantidad de P contenido en la muestra (RVIII) fue sólo un 13% del valor considerado óptimo con relación DBO:N:P=100:3,5:0,13. Este reactor presentó problemas de Bulking severo, a partir del día ocho de operación, donde el IVL superó los 150 ml/g, aumentando los días siguientes a una alta tasa, alcanzando un valor máximo de 310 ml/g. Por otra parte, los reactores “RXIII, RI, RIII, RVII, RV” y “RXII” presentaron un comportamiento similar al reactor RVIII, cuya variación de nutrientes de

la relación óptima de desarrollo de la biomasa DBO:N:P fue 100:3,5:0,7; 100:3,5:1,26, respectivamente.

Los reactores RIX, RX y RXI presentaron un buen comportamiento de sedimentabilidad de lodos, lo que se muestra a través de los niveles de IVL, que se mantuvieron bajo los 100 ml/g, valor que indica una buena sedimentabilidad y compactibilidad de los lodos.

Para el caso de los reactores RVI, RIV y RII, los niveles de IVL también indican una buena sedimentabilidad de lodos, con la diferencia que estas experiencias produjeron una pérdida significativa de biomasa bajo la operación de deficiencia de N y P, dicha pérdida de SSLM no se puede atribuir a la aparición de Bulking, ni al desarrollo excesivo de microorganismos filamentosos, ya que el IVL indica lo contrario. De estos resultados, se puede asumir que, cuando el nivel de N es inferior al 30% del valor considerado óptimo, se desequilibra a tal punto la biomasa, que afecta el desarrollo microbiológico tanto de los microorganismos floculantes (responsables inmediatos de la sedimentación en el clarificador), como los organismos filamentosos (responsables de la estructura compacta de los flocúlos para separarse del agua tratada).

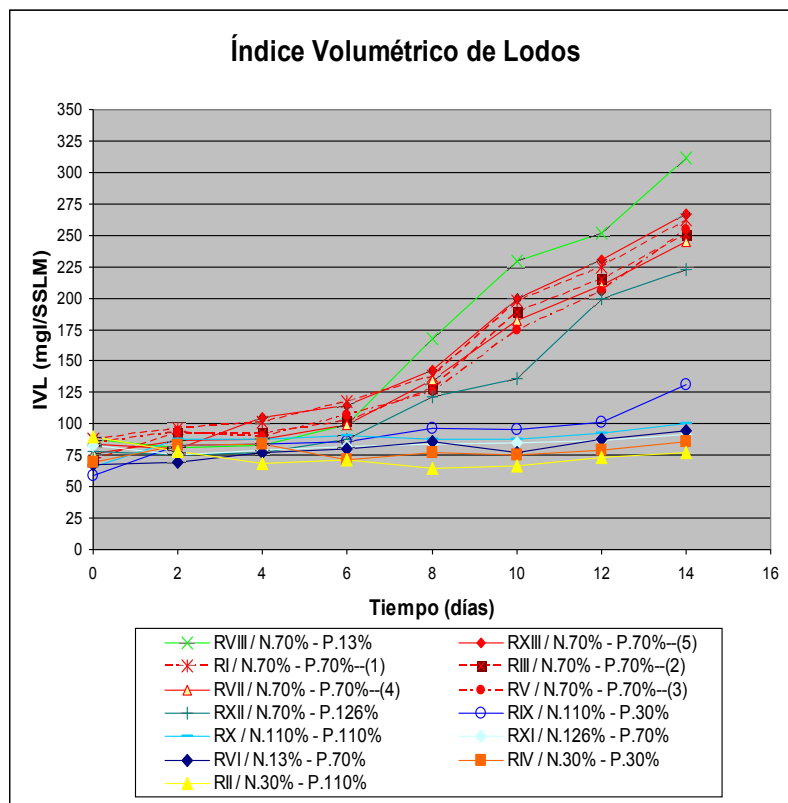


Figura 10. Índice volumétrico de lodos (IVL) con desbalance de nutrientes.

Para este parámetro se realizó un análisis de superficies de respuestas, donde se evaluaron las muestras obtenidas de los trece reactores biológicos, durante los días de operación ocho, doce y catorce, que corresponden al periodo en que las modificaciones comienzan afectar la calidad de sedimentación de los lodos al conjunto de reactores.

En las figuras 11, 12, y 13 se observa que el factor N tiene un efecto negativo sobre la sedimentabilidad de los lodos (IVL), es decir, a medida que aumenta el tiempo de exposición de la biomasa a la disminución de N, la capacidad de los lodos biológicos de sedimentar se ve disminuida, tanto para el día 8 de operación como para el último día de estudio.

Los mayores índices de IVL se encuentran en la región amarilla, donde el factor N tiene una concentración cercana al 70% del nivel óptimo. Estos altos niveles son independientes de la cantidad de P contenida en el agua residual, de esta forma se puede decir que el N logra inhibir el desarrollo de organismo floculantes, favoreciendo el crecimiento de bacterias filamentosas. Esto valida los resultados graficados anteriormente (Figura 10), ya que en los reactores que hubo reducción de N en un 70% se originaron aumentos en la altura del manto de lodo, lo que provocó posteriormente un “lavado” del sistema, producto de la salida de sólidos suspendidos a través del efluente, esto característico del fenómeno Bulking.

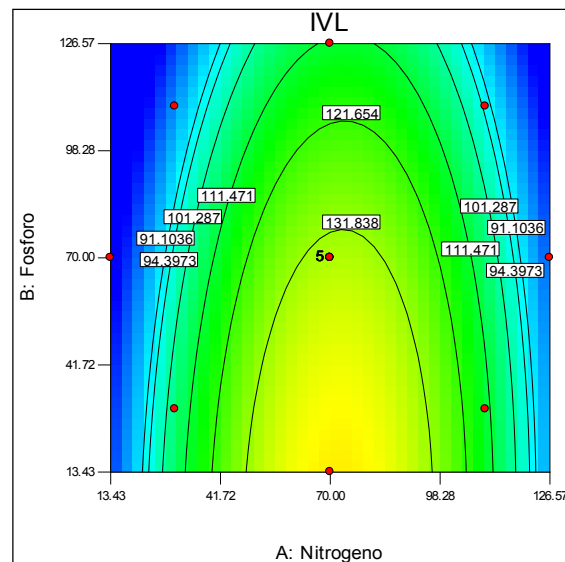


Figura 11. Índice Volumétrico de Lodos, día 8 de operación.

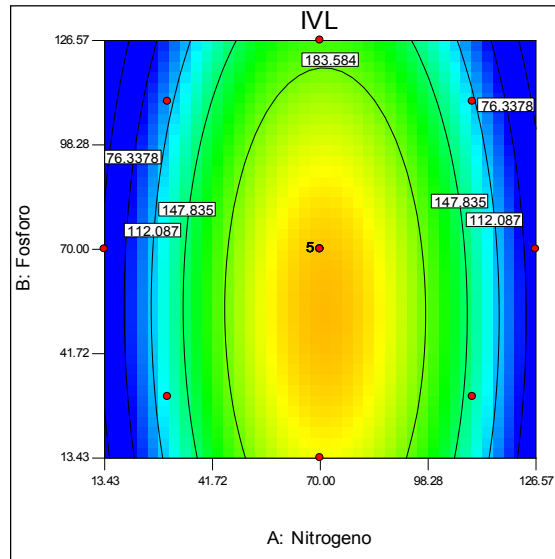


Figura 12. Índice Volumétrico de Lodos, día 12 de operación.

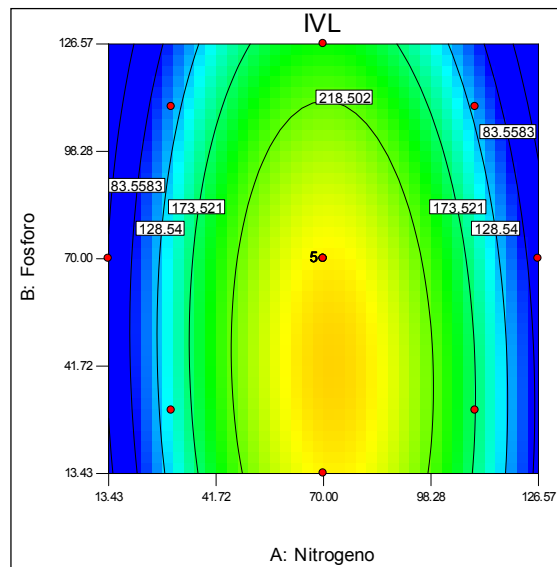


Figura 13. Índice Volumétrico de Lodos, día 14 de operación.

6.1.5.3 Sólidos Suspendedos del Efluente (SSE):

Los sólidos suspendidos del efluente evolucionaron de manera creciente para la mayoría de las experiencias (Figura 14). Como era de esperar los niveles de sólidos más altos se dieron en aquellos casos, donde la pérdida de biomasa, fue constante desde el primer día de operación y durante toda la etapa de variación de nutrientes, por lo que los estándares de calidad del efluente no son alcanzados. En los reactores RVI, RIV y RII, se tuvo un efluente turbio, impidiendo visualizar una zona clara de decantación del lodo, produciendo que la mayor parte de los sólidos saliera por el

efluente del sistema. Por otra parte, los reactores RVIII, RIII, RVII, RXII, RV, RXIII y RI presentaron un lodo decantado que provocó un sobrenadante de extremada claridad, generando de igual manera, un alto grado de pérdida de sólidos, puesto que la altura del manto de lodos en el sedimentador fue aumentado con el tiempo, debido a la escasez del nutriente limitante. Estos niveles son característicos en el desarrollo de Bulking, originado por numerosos filamentos que filtran las pequeñas partículas que causan la turbidez e impiden la sedimentación y compactación del lodo.

En la figura 14 también se observa que, los reactores RVI, RIV y RII desde el segundo día y durante todo el periodo de operación alcanzan los niveles máximos de SSE, respecto al resto de los reactores, esto debido a la insuficiente presencia de N (de 13 a 30 % a de su nivel óptimo), correspondiente a la condición más desfavorable de nutrientes, entre las experiencias. El reactor RVI con 70% de P y con 13% de N muestra la peor calidad del efluente obtenida, alcanzando en catorce días un valor máximo de 380 ml/g de SSE. El ritmo de aumento de los sólidos del efluente en estos reactores obedece a la cantidad de P contenido en el agua residual, es decir, para el reactor RIV y RII el mayor aumento se alcanzó cuando el nivel de P contenido en la muestra fue del 30% y 110%, respectivamente.

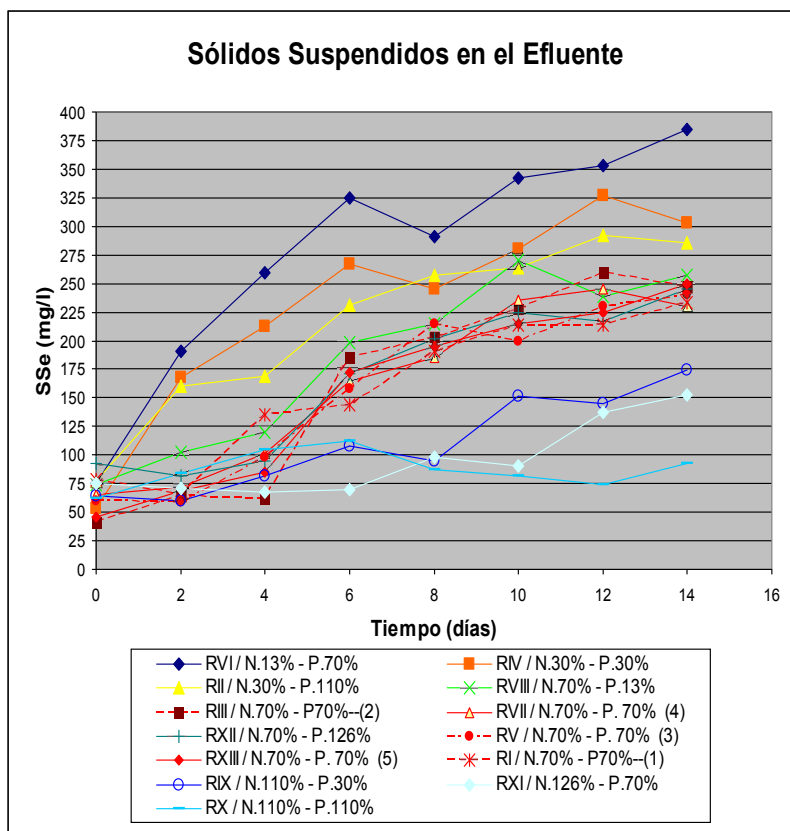


Figura 14. Sólidos suspendidos del efluente (SSE) con déficit de nutrientes.

En relación a los análisis de superficie de respuesta, al igual que para el IVL, se consideraron las muestras obtenidas durante los días de operación ocho, doce y catorce, para todos los reactores. En las figuras 15, 16, y 17 se muestran las superficies de respuesta generadas para los SSE. Las zonas de respuestas máximas, corresponden a la región de color rojo, donde se tiene una disminución extrema de la concentración de la variable N cercana al 13% del nivel óptimo. En la figura 10 se observa que, a medida que el N disminuye, las respuestas de SSE aumentan para todos los niveles de porcentaje de P. Además se muestra que el reactor con la concentración de N de un 13% genera un efluente turbio, con gran cantidad de partículas de sólidos en efluente, que se relaciona con las mediciones de IVL, lo que es provocado por la inhibición de las bacterias floculadoras ante la disminución extrema de N, las que en este caso, no son capaces de absorber la cantidad mínima de nutrientes disponible, traduciéndose en un problema de crecimiento disperso de los microorganismos causantes de la turbiedad.

De lo anterior se puede afirmar que el proceso es altamente sensible a la disminución de N respecto a la disminución de P, lo que se traduce en un efecto negativo sobre la presencia de SSE.

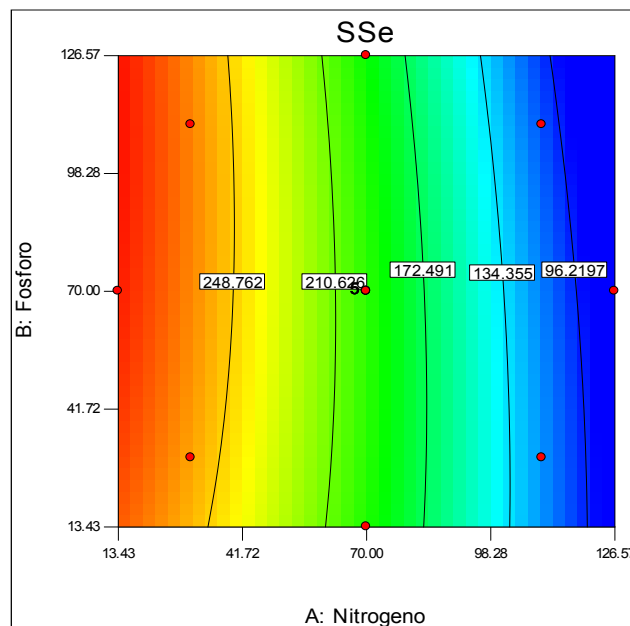


Figura 15. Sólidos Suspendidos del Efluente, día 8 de operación.

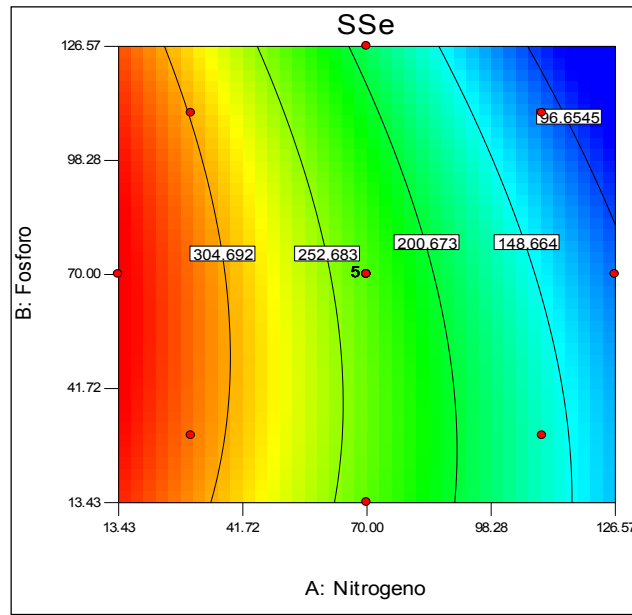


Figura 16. Sólidos Suspending del Efluente, día 12 de operación.

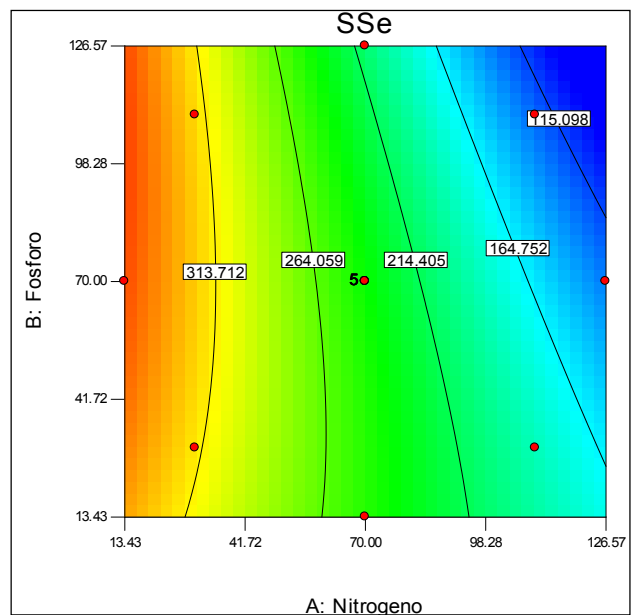


Figura 17. Sólidos Suspending del Efluente, día 14 de operación.

Las zonas de respuestas máximas, corresponden a la región de color rojo, donde se tiene una disminución extrema de la concentración de la variable N cercana al 13% del nivel óptimo. En la figura 13 se observa que, a medida que el N disminuye, las respuestas de SSE aumentan para todos los niveles de porcentaje de P. Además se muestra que el reactor con la concentración de N de un 13% genera un efluente turbio, con gran cantidad de partículas de sólidos en efluente, que se

relaciona con las mediciones de IVL, lo que es provocado por la inhibición de las bacterias floculadoras ante la disminución extrema de N, las que en este caso, no son capaces de absorber la cantidad mínima de nutrientes disponible, traduciéndose en un problema de crecimiento disperso de los microorganismo causantes de la turbiedad.

De lo anterior se puede afirmar que el proceso es altamente sensible a la disminución de N respecto a la disminución de P, lo que se traduce en un efecto negativo sobre la presencia de SSE.

4.1.6 Conclusiones

En relación al análisis de superficies de respuesta del IVL, se concluye que en episodios severos de Bulking (IVL sobre 200 ml/g), las concentraciones de N se encuentran entre el 55% y 90% del valor óptimo considerado en la relación nutricional (DBO:N:P=100:5:1).

Con respecto a las reducciones de las concentraciones de N aplicadas, se tiene que para todos los parámetros medidos, se obtuvieron resultados desfavorables respecto a la sedimentabilidad de lodos y la calidad del efluente, lo que demuestra que este nutriente es imprescindible para el desarrollo microbiológico de los organismos floculantes y filamentosos.

En cuanto a las reducciones de las cantidades de P, se comprobó que el tiempo necesario para provocar un efecto en la biomasa debe ser mayor respecto al requerido por el N, lo que demuestra que los microorganismos asimilan de mejor manera la disminución o pérdida de este elemento, durante un periodo similar al que duró esta experiencia.

La mayor pérdida de SSE ocurre a partir de reducciones de las concentraciones N bajo el 90% del valor óptimo (DBO:N:P=100:5:1), registrándose el valor máximo cuando el nivel de N es mínimo (13%).

La disminución de las concentraciones de N por debajo del rango del 55% del valor óptimo, genera efluentes sumamente turbios, con un bajo rendimiento de eliminación de materia orgánica.

4.3 “Efectos Comparativos del desarrollo de Bulking en la biomasa, frente a distintos tipos de sustratos” por Claudia Calabrán Cáceres (2009).

Se implementó un sistema de lodos activos de tipo SBR a escala de laboratorio con la finalidad de evaluar la respuesta del sistema, el cual fue sometido a una deficiencia de nutrientes para condicionar la aparición de Bulking y posteriormente sometido a la recuperación del sistema a través de la incorporación de nutrientes óptimos para el desarrollo microbiológico. Las bacterias filamentosas fueron identificadas por observación microscópica.

4.3.1 Montaje Experimental

El sistema SBR a escala de laboratorio está compuesto por un reactor, el cual fue simulado por un tanque de acrílico transparente de 45 cm de alto y 20 cm de diámetro interno, con orificios al costado que facilitan la extracción del efluente. Para el sistema de aireación se utilizó un compresor de aire y difusores de burbuja fina. Los difusores fueron distribuidos uniformemente en el fondo de cada reactor de manera de mantener las condiciones necesarias para la degradación. El aire fue conducido por un sistema de mangueras, dispositivos de unión y válvulas. La biomasa utilizada para la experiencia fue obtenida de la Planta de Tratamientos de Aguas Residuales Bío Bío, ubicada en Hualpén, región del Bio Bio, Chile, perteneciente a la empresa Essbio S.A. La etapa experimental se desarrolló durante un periodo de 35 días corridos, el sistema se mantuvo en funcionamiento las 24 horas del día, realizando ciclos de llenado, aireación, sedimentación y vaciado. Para el sistema SBR se utilizaron 4 reactores, los que permitieron experimentar distintas dosificaciones.

4.3.2 Medios de alimentación

El agua residual sintética utilizada como influente se compone por sustrato particulado, sustrato soluble y nutrientes. Como sustrato particulado se utilizó harina de trigo mientras que como sustrato soluble se utilizó azúcar (Tabla 3). Con respecto a la relación nutricional se sometió el sistema a una deficiencia nutricional en un 90 % de Nitrógeno (N) y Fósforo (P), respecto a la relación óptima, utilizando una relación $DBO:N:P=100:0,5:0,1$ durante 12 días y de esta manera condicionar la formación de Bulking. Luego se utilizó la cantidad de N y P que manifiesta los niveles óptimos para el desarrollo microbiológico ($DBO:N:P=100:5:1$) (Metcalf and Eddy, 1991).

El N fue proporcionado por el cloruro de amonio (NH_4Cl) y el P por tripolifosfato de sodio ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$).

Tabla 3. Dosificaciones de azúcar y harina para los cuatros reactores durante toda la operación.

Reactor	Azúcar (g/l)	Harina (g/l)
1	0,667	0
2	1,333	0
3	0	0,667
4	0	1,333

4.3.3 Métodos analíticos

Durante la experiencia se midieron distintos parámetros de manera de mantener un control sobre el crecimiento de la biomasa y de la calidad del efluente. La medición de los sólidos suspendidos totales se realizó de acuerdo al procedimiento descrito en la Norma Chilena Nch213/3.Of95.

4.3.4 Operación reactor

Diariamente se retiraba agua residual sintética tratada y se ingresaba agua residual sintética a tratar, siempre manteniendo un volumen de operación constante. Además se tomaron muestras periódicamente del efluente y del licor de mezcla para llevarlas a laboratorio y realizar los ensayos de Sólidos Suspendidos del Efluente (SEE) y Sólidos Suspendidos de Licor de mezcla (SSLM) para cada reactor. Con la ayuda de probetas de 100 ml se midió diariamente la calidad de la sedimentación mediante ensayos de índice volumétrico de lodos (IVL).

La operación del sistema consistió en añadir por única vez a cada tanque 4 litros de biomasa obtenida de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas Bío Bío. Posteriormente se ingresó el agua a tratar, que consiste en 6 litros de agua residual sintética compuesta de harina, azúcar y nutrientes de acuerdo a la dosificación correspondientes, llegando a un volumen de operación constante de 10 litros. A cada tanque se le agregó diariamente durante los 34 días de la experiencia sólo un tipo de sustrato en distintas proporciones, a dos de ellos sustrato soluble y a los 2 restantes sustrato particulado, mientras que los nutrientes, N y P, se disminuyeron en un 90%

(DBO:N:P=100:0,5:0,1) en la primera etapa correspondiente a los primeros 12 días, para luego ser adicionados en la proporción óptima (DBO:N:P=100:5:1) del día 13 al día 35.

El ciclo experimental diario consistía en llenado, 21 horas de aireación, 3 horas de sedimentación, y luego vaciado del sistema.

4.3.5 Comportamiento del sistema

Luego de implementado el sistema y puesto en funcionamiento, se observó inicialmente la formación de espumas en los tanques cuyo sustrato era azúcar 1 (Figura 18A, B), no así en los tanques 3 y 4 (Figura 18C, D) cuyo sustrato adicionado era harina. La formación de espumas en el reactor biológico de tipo SBR, durante el proceso de aclimatación de la biomasa se le atribuye a la presencia de microorganismos filamentosos cuando se emulsionan con las grasas.



Figura 18. Espuma desarrollada en tanques a escala de laboratorio al inicio de la experiencia (día 2). (A) Reactor 1, (B) Reactor 2, (C) Reactor 3, (D) Reactor 4.

4.3.5.1 Bacterias:

Para cada uno de los reactores se tomaron muestras del licor de mezcla que fueron llevadas al microscopio con la finalidad de observar la morfología de las bacterias existentes.

Las muestras fueron tomadas el día 21, donde se comprobó la existencia de bacterias filamentosas en los reactores 1 y 2 (Figura 19 A,B).

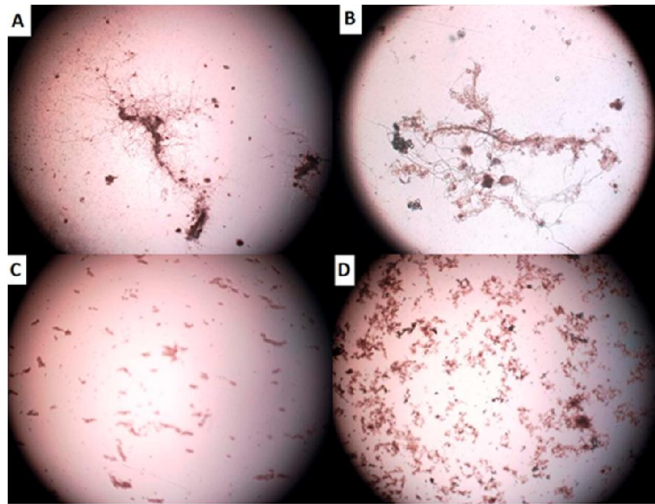


Figura 19. Vista microscópica del licor de mezcla. Bacterias observadas el día 21. (A) Reactor 1, (B) Reactor 2, (C) Reactor 3, (D) Reactor 4.

En el caso de los reactores 3 y 4 (Figura 19 C, D) no hay presencia de bacterias filamentosas, sólo bacterias floculadoras. Además se puede notar que la cantidad de bacterias floculadoras es mayor para el tanque 4 (Fig. 19 D) respecto a los otros reactores, esto podría asociarse a que presenta una mayor DQO de entrada con mayor cantidad de sustrato particulado.

Para el día 34, se tomaron muestras de los sólidos suspendidos licor de mezcla para cada reactor (Figura 20) donde se observa que al recuperar el sistema de la condición de Bulking disminuyeron significativamente la presencia de bacterias filamentosas en comparación a las bacterias floculantes, excepto en el reactor 1 (Figura 20 A) donde el crecimiento de los sólidos suspendidos de licor de mezcla es menor y el índice volumétrico es mayor respecto a los otros reactores.

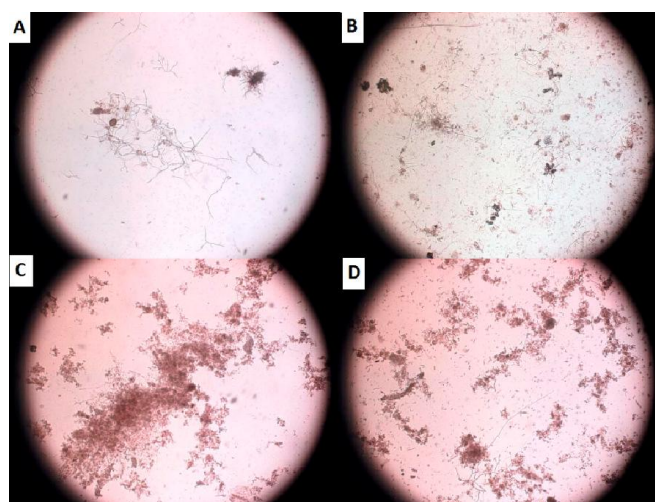


Figura 20. Vista microscópica de los sólidos suspendidos de licor de mezcla. Bacterias observadas el día 34. (A) Reactor 1, (B) Reactor 2, (C) Reactor 3, (D) Reactor 4.

El día 34 también se llevaron al microscopio muestras del efluente de cada reactor (Figura 21). Se observa que hay presencia de bacterias filamentosas y otras partículas en el efluente tratado (Figura 21 A), a diferencia de los reactores 3 y 4 (Figura 21 C, D) que muestran un clarificado más limpio, esto puede asociarse a una mayor capacidad de sedimentación, por lo tanto, se obtiene un efluente de mayor calidad, además puede relacionarse con el rendimiento del sistema para depurar la materia orgánica, debido a que en los reactores cuyo sustrato alimenticio era harina, el rendimiento fue mayor respecto a los reactores donde se utilizó azúcar.

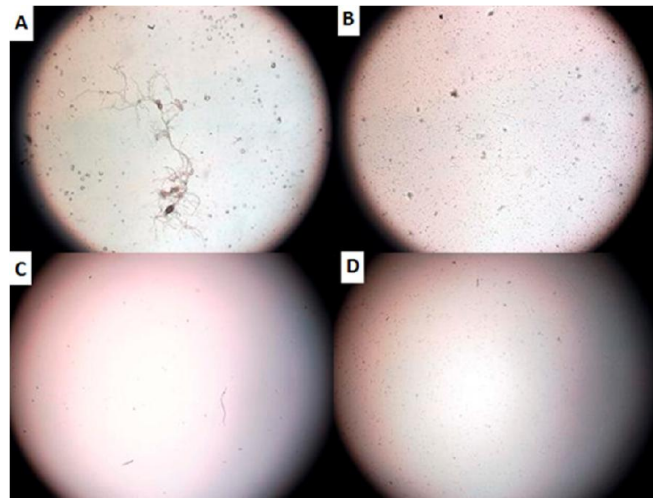


Figura 21. Vista microscópica del efluente. Bacterias observadas el día 34. (A) Reactor 1, (B) Reactor 2, (C) Reactor 3, (D) Reactor 4.

4.3.6 Resultados

4.3.6.1 Sólidos Suspendidos Licor de Mezcla (SSLM):

La figura 22 consiste en un gráfico comparativo de SSLM entre los reactores, en el cual se tiene una cantidad similar de SSLM para todos los reactores en el día 2. Luego, los sólidos contenidos en los estanques cuyo sustrato era azúcar, disminuyeron notablemente a diferencia de los reactores cuyo sustrato adicionado era harina. Además en el primer reactor se podría haber generado respiración endógena, por la falta de alimento, por eso su valor techo llegó a uno mucho menor que en el segundo reactor. En el periodo de recuperación del sistema, la velocidad de recuperación de los tanques 3 y 4 fue más rápida respecto a los tanques 1 y 2 alcanzando antes valores de SSLM en el rango de los 2000 mg/l. Esto debido a que en estos reactores las bacterias filamentosas no llegaron a apoderarse de todo el sistema, como sí lo hicieron en los reactores 1 y 2, ya que contaban

con sustrato lentamente biodegradable (harina), lo cual permitía que las bacterias floculadoras pudieran alimentarse. Además los niveles máximos de concentración se presentaron en los reactores 3 y 4, lo que pudiera estar relacionado con la presencia de una mayor cantidad de bacterias floculantes, frente a bacterias filamentosas, lo que demuestra que en un sistema con una fuente de nutrientes adecuada, las bacterias floculadoras y filamentosas pueden conformar un completo equilibrio, llegando a adecuados resultados de operación de una planta.

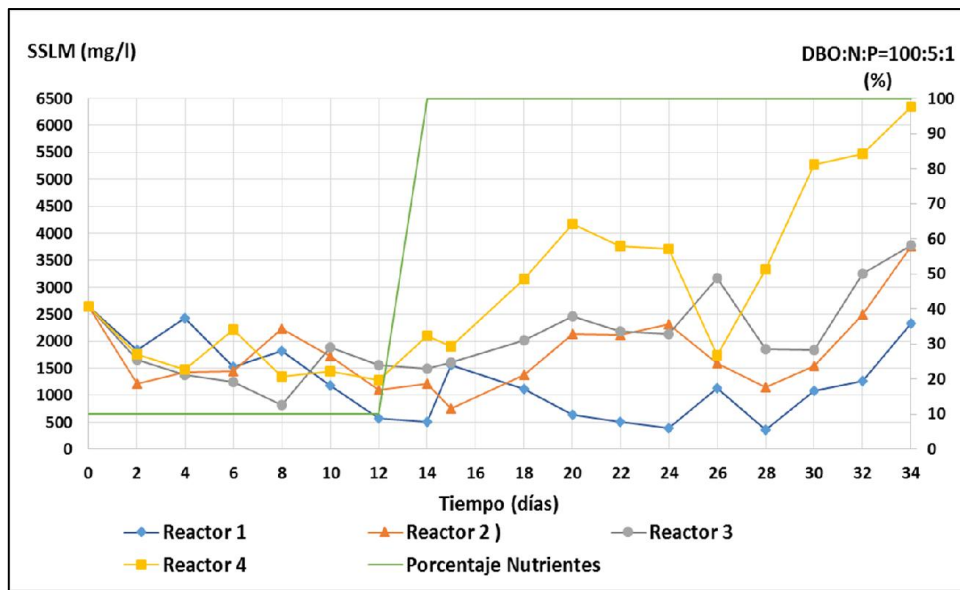


Figura 22. Sólidos suspendidos del licor de mezcla (SSLM) con déficit de nutrientes (de 1 a 12 días) y relación óptima de nutrientes (de 13 a 35 días) para cada reactor.

4.3.6.2 Índice Volumétrico de Lodos (IVL):

Se elaboraron gráficos de IVL v/s tiempo para cada uno de los reactores (Figura 23), en donde se aprecia el comportamiento de cada sistema durante el transcurso de la experiencia. Estos resultados se graficaron de manera conjunta para así determinar las diferencias y similitudes entre los reactores estudiados. El comportamiento de los 4 reactores es bastante similar durante la etapa de deficiencia de nutrientes, todos se mantuvieron bajo los 200 mg/l, lo que indica buena sedimentabilidad de lodos. También se muestra un aumento de IVL para todos los reactores al final de la primera etapa, luego, en la etapa de recuperación del sistema, se tienen valores similares en los reactores cuyo sustrato utilizado era harina manteniendo la tendencia de la primera etapa con valores de IVL menores a 200 mg/l, lo que indica que los reactores con harina contribuyen a la sedimentabilidad de lodos. Por otra parte, los reactores con azúcar aumentaron sus valores de IVL en la segunda

etapa, siendo más evidente para el reactor 1, registrándose para este reactor un IVL máximo de 1123 mg/l el día 19.

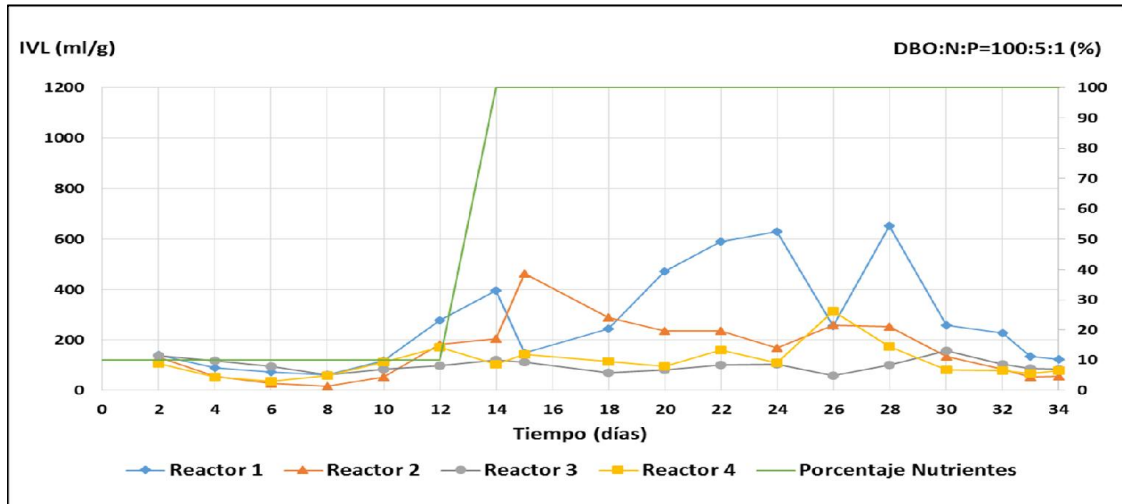


Figura 23. Índice volumétrico de lodos (IVL) con déficit de nutrientes (de 1 a 12 días) y relación óptima de nutrientes (de 13 a 35 días) para cada reactor.

4.3.6.3 Sólidos Suspendidos del Efluente (SSE):

Se realizaron mediciones diarias de sólidos suspendidos del efluente a lo largo de la experiencia, de manera de obtener el nivel de contaminación del efluente y así evaluar la posible descarga del agua residual a un medio receptor. La figura 24 muestra gráficos comparativos de sólidos suspendidos en los efluentes de cada uno de los reactores implementados. Los cuatro reactores muestran un descenso en los SSE al inicio de la etapa de deficiencia de nutrientes, posteriormente a medida que se recupera el sistema los valores de SSE aumentan y tienden a valores muy similares a los SSLM, esto muestra la escasa o casi nula sedimentabilidad de lodos. El reactor 2 a diferencia del primero muestra una crecida inmediata del parámetro medido llegando a valores que sobrepasan los 300 mg/l desde el décimo día en adelante, los que disminuyen desde el día 17 con valores en el rango de los 150 a 250 mg/l de SSE. Para el caso de los reactores 3 y 4 los valores de SSE son similares, los que muestran un ascenso al inicio de la primera etapa y un descenso alrededor del día 20 hasta el final de la experiencia. Se registró un valor mínimo de 34 mg/l en el

reactor 4. Esta diferencia se debe a la acción de dos fenómenos distintos, el primero conocido como pin floc y el segundo conocido como bulking filamentoso.

El fenómeno del pin floc se caracteriza por presentar una buena sedimentabilidad, IVL bajo, pero entrega como resultado un efluente turbio. El segundo fenómeno, bulking filamentoso, se caracteriza por un aumento desmedido de bacterias filamentosas lo que genera IVL altos, mala calidad del efluente y disminución de los SSLM.

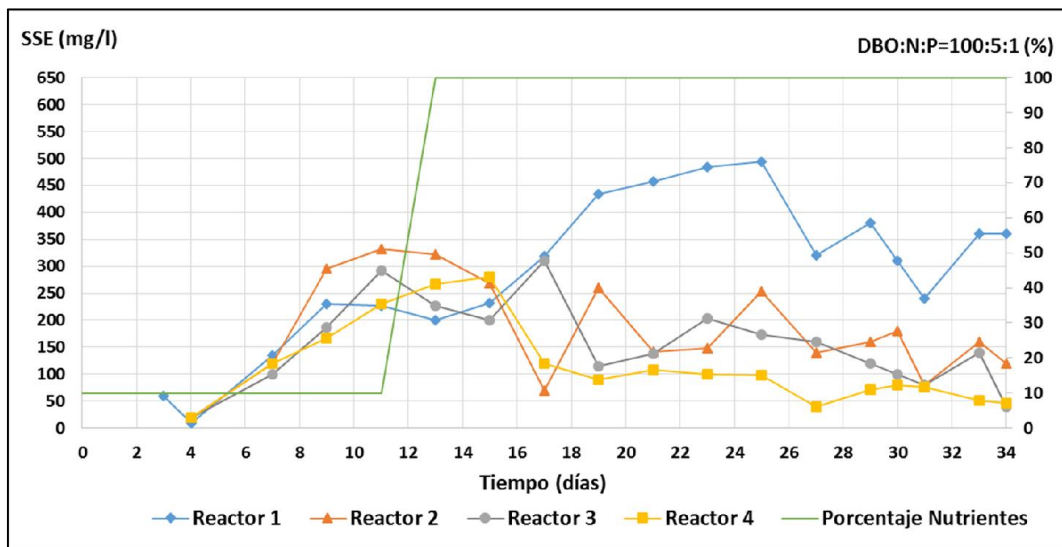


Figura 24. Sólidos suspendidos del efluente (SSE) con déficit de nutrientes (de 1 a 12 días) y relación óptima de nutrientes (de 13 a 35 días) para cada reactor.

4.3.7 Conclusiones

Se concluye que los reactores que recibían diariamente sustrato soluble (azúcar), son los que recuperan el sistema con mayor lentitud, mientras los que recibían sustrato particulado (harina), su recuperación fue más alta y rápida.

Respecto a las bacterias filamentosas, se tiene que proliferan y se desarrollan en condiciones de carencia de sustrato particulado cuando el sistema se sometió a una carencia de nutrientes de un 90% del valor óptimo recomendado.

En relación al análisis de bacterias filamentosas, para el final de la experiencia, se tiene que el reactor con mayor cantidad de sustrato soluble no recuperó totalmente el sistema, a diferencia de

los reactores donde se utilizó sustrato particulado, los cuales no presentan bacterias filamentosas en el efluente.

En el análisis de IVL se observa que en la etapa de recuperación del sistema, se obtienen valores similares en los reactores cuyo sustrato utilizado era harina manteniendo la tendencia de la primera etapa con valores de IVL menores a 200 ml/g, lo que indica que los reactores con harina contribuyen a la sedimentabilidad de lodos.

Disminución en las concentraciones de nutrientes, respecto a su relación óptima, provoca problemas de sedimentabilidad de lodos, especialmente en los reactores cuyo sustrato soluble era azúcar.

4.4 “Incidencia del sustrato particulado en el funcionamiento de un Sistema de Lodos Activos” por Giannina Tiznado Bustamante (2010).

Se implementaron a escala de laboratorio cuatro reactores SBR, los que fueron utilizados para evaluar el comportamiento de un sistema de lodos activos, frente a distintas proporciones de sustrato particulado, con cantidad de sustrato soluble constante. El sistema se sometió inicialmente a un déficit de nutrientes y posteriormente a la ausencia de ellos. Las bacterias filamentosas fueron identificadas por observación microscópica.

4.4.1 Montaje Experimental

El sistema SBR a escala de laboratorio está compuesto por un reactor biológico, el cual fue simulado por un tanque de acrílico transparente de 45 cm de alto y 20 cm de diámetro interno, con orificios al costado que facilitan la extracción del efluente. Para el sistema de aireación se utilizó un compresor de aire y difusores de burbuja fina. Los difusores fueron distribuidos uniformemente en el fondo de cada reactor de manera de mantener las condiciones necesarias para la degradación. El aire fue conducido por un sistema de mangueras, dispositivos de unión y válvulas. La biomasa utilizada para la experiencia fue obtenida de la Planta de Tratamientos de Aguas Residuales Urbanas Bío Bío, ubicada en Hualpén, región del Bio Bio, Chile, perteneciente a la empresa Essbio S.A. La etapa experimental se desarrolló durante un periodo de 48 días corridos, el sistema se mantuvo en funcionamiento las 24 horas del día, realizando ciclos de llenado, aireación,

sedimentación y vaciado. Para el sistema SBR se utilizaron 4 reactores, los que permitieron experimentar distintas dosificaciones.

4.4.2 Medios de alimentación

El agua residual sintética utilizada como influente se compone por sustrato particulado, sustrato soluble y nutriente. Como sustrato particulado se utilizó harina de trigo, mientras que como sustrato soluble se utilizó azúcar. Con respecto a la relación nutricional se utilizó la cantidad de nitrógeno (N) y fósforo (P) que manifiesta los niveles óptimos para el desarrollo microbiológico (DBO:N:P=100:5:1) (Ammary, 2004), la cual fue modificada para someter al sistema a una deficiencia de nutrientes. En una segunda etapa, los nutrientes fueron eliminados del sistema. El N fue proporcionado por cloruro de amonio (NH₄Cl) y el P por tripolifosfato de sodio (Na₅P₃O₁₀). Las dosificaciones de sustratos y nutrientes se presentan en las Tablas 4 y 5.

Tabla 4. Dosificaciones de harina y azúcar con déficit de nutrientes.

Reactor	Azúcar (g/l)	Harina (g/l)	NH ₄ CL (g/l)	Na ₅ P ₃ O ₁₀ (g/l)
1	0,958	0,300	0,013	0,003
2	0,958	0,617	0,017	0,003
3	0,958	0,950	0,022	0,005
4	0,958	1,283	0,025	0,005

Tabla 5. Dosificaciones de harina y azúcar con ausencia de nutrientes.

Reactor	Azúcar (g/l)	Harina (g/l)	NH ₄ CL (g/l)	Na ₅ P ₃ O ₁₀ (g/l)
1	0,958	0,300	0,00	0,00
2	0,958	0,617	0,00	0,00
3	0,958	0,950	0,00	0,00
4	0,958	1,283	0,00	0,00

4.4.3 Métodos analíticos

Durante la experiencia se midieron distintos parámetros evaluados diariamente de manera de mantener un control sobre el crecimiento de la biomasa y de la calidad del efluente. La medición de los sólidos suspendidos totales se realizaron de acuerdo al procedimiento descrito en la Norma Chilena Nch213/3.Of 95.

4.4.4 Operación reactor

Cada dos días se tomaron muestras del efluente y del licor de mezcla, de manera de determinar las concentraciones de Sólidos Suspendidos del Efluente (SSE) y los Sólidos Suspendidos de Licor de Mezcla (SSLM) para cada una de las experiencias, lo que determina la calidad del efluente tratado bajo las distintas condiciones del sistema. Se utilizaron probetas de 100 ml para medir la calidad de la sedimentación mediante ensayos de índice volumétrico de lodos (IVL). La operación del sistema considera la adición de 4 litros de biomasa obtenida de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Urbanas Bío Bío, por única vez. Luego se ingresaron 6 litros de agua residual sintética compuesta de harina, azúcar y nutrientes, alcanzando un volumen de operación constante de 10 litros. A cada tanque se le agregó la misma concentración de azúcar y distinta concentración de harina, mientras los nutrientes, nitrógeno (N) y fósforo (P), se disminuyeron en un 90% con respecto a la DBO en la primera etapa. Una vez realizado esto, se procedió a ingresar aire al sistema mediante el uso de un compresor dando inicio a la etapa experimental. El ciclo experimental consistía en 21 horas de aireación y 3 horas sedimentación, para luego retirar el agua tratada e ingresar nueva agua residual sintética. Durante 30 días se retiraron 6 litros de agua tratada y se reponían otros 6 litros de agua residual sintética. En el día 30 de la etapa experimental, se procedió a eliminar los nutrientes y a disminuir el volumen de agua extraída e ingresada de 6 a 3 litros para mejorar la calidad del efluente.

4.4.5 Comportamiento del sistema

Luego de implementado el sistema y puesto en funcionamiento, se observó inicialmente la formación de espumas. El tanque 1 (Figura 25 A), al que se agregó una menor cantidad de sustrato particulado (harina de trigo) fue el único en el cual este fenómeno no se produjo, mientras que en los 3 restantes (Figura 25 B, C, D) la formación de espumas fue aumentando a medida que aumentaba la concentración de sustrato particulado.

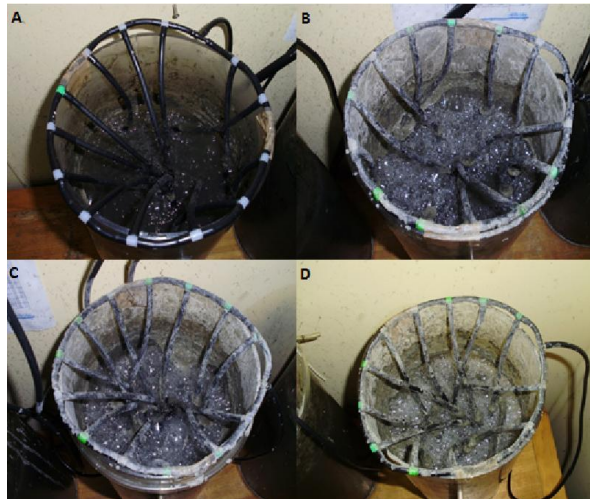


Figura 25. Espuma desarrollada en tanques a escala de laboratorio al inicio de la experiencia (día 2). (A) Reactor 1, (B) Reactor 2, (C) Reactor 3, (D) Reactor 4.

El fenómeno de la espuma generada durante los primeros días (Figura 25) se asoció a una excesiva aireación, siendo esto corroborado mediante la medición del oxígeno disuelto obteniéndose valores sobre los 4 mg/l. Para solucionarlo se agregaron válvulas al sistema para controlar el flujo de aire suministrado por el compresor. Una vez controlado el ingreso de aire al sistema se continuó con la medición de los parámetros. A partir del día 30 de la experiencia se observaron cambios en los parámetros medidos, tales como disminución de los sólidos suspendidos de licor de mezcla y aumento del IVL, los que indicaban estar en presencia de bulking. Además se generó una capa de espuma abultada en los 4 reactores (Figura 26), característica típica de Bulking filamentoso.



Figura 26. Espuma desarrollada en tanques a escala de laboratorio al final de la experiencia (día 42). (A) Reactor 1, (B) Reactor 2, (C) Reactor 3, (D) Reactor 4.

4.4.5.1 Bacterias:

Para cada uno de los reactores se tomaron muestras de licor de mezcla (SSLM) que fueron llevadas al microscopio con la finalidad de observar la morfología de las bacterias existentes (Figura 27). El día 28 fue posible comprobar la existencia de bacterias filamentosas, las que por su baja proliferación no aseguran la presencia de bulking. Por lo tanto el sustrato particulado mantuvo estable el sistema incluso cuando se forzó la aparición de bulking.

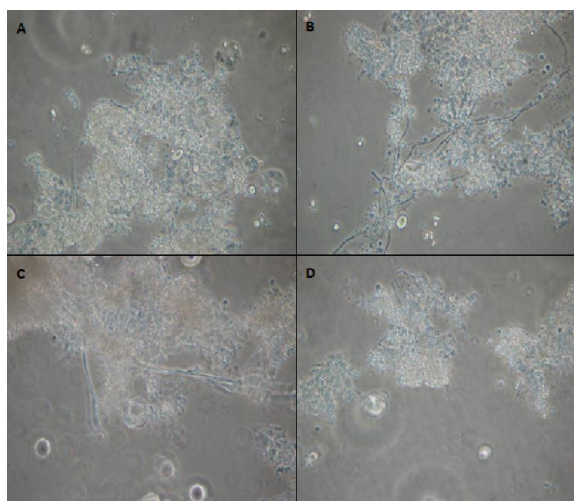


Figura 27. Vista microscópica del licor de mezcla. Bacterias observadas el día 28. (A) Reactor 1, (B) Reactor 2, (C) Reactor 3, (D) Reactor 4.

El día 48 se llevaron muestras de licor de mezcla de cada reactor bajo el microscopio, donde se verificó la presencia de Bulking filamentoso (Figura 28), esto se verifica con la presencia de bacterias filamentosas en mayor cantidad respecto a las muestras tomadas el día 28 (Figura 27).

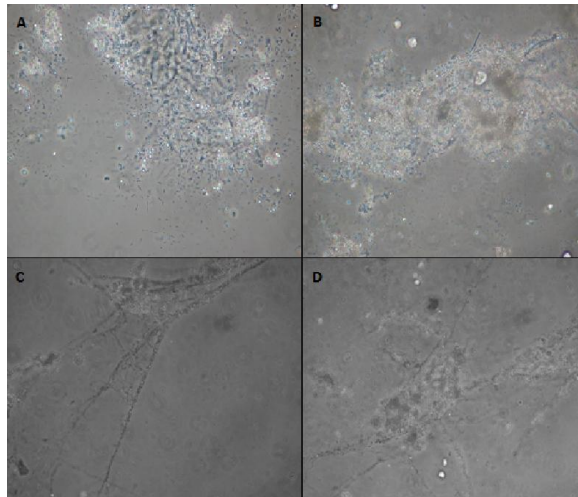


Figura 28. Vista microscópica del licor de mezcla. Bacterias observadas el día 48. (A) Reactor 1, (B) Reactor 2, (C) Reactor 3, (D) Reactor 4.

4.4.6 Resultados

4.4.6.1 Sólidos Suspendidos Licor de Mezcla (SSLM):

La figura 29 consiste en un gráfico comparativo de SSLM entre los reactores, donde se muestra que todos los reactores presentaron un comportamiento similar durante la experiencia. En el periodo en que los nutrientes se disminuyeron en un 90%, los SSLM medidos en los 4 reactores aumentaron, ocurriendo lo opuesto en el periodo de ausencia de nutrientes. Se observa además que en los reactores que contaban con una menor concentración de sustrato particulado (harina), la disminución de los SSLM fue mayor respecto a aquéllos que contaban con una mayor concentración de este sustrato.

La máxima y mínima concentración obtenida durante el déficit de nutrientes se encuentra por sobre el obtenido durante la eliminación de nutrientes. Esto se atribuye a una pérdida de sólidos a través del efluente, a raíz de la proliferación de bacterias filamentosas causantes de bulking filamentoso. Durante los primeros 30 días, los SSLM tendieron a un aumento en su concentración llegando a un máximo de 9 718 mg/l. En los 20 días que se mantuvo al sistema con una ausencia de nutrientes, los SSLM disminuyeron llegando a un mínimo de 1 025 mg/l pero manteniéndose en valores superiores a los iniciales pese a encontrarse en una condición más desfavorable desde el punto de vista nutricional.

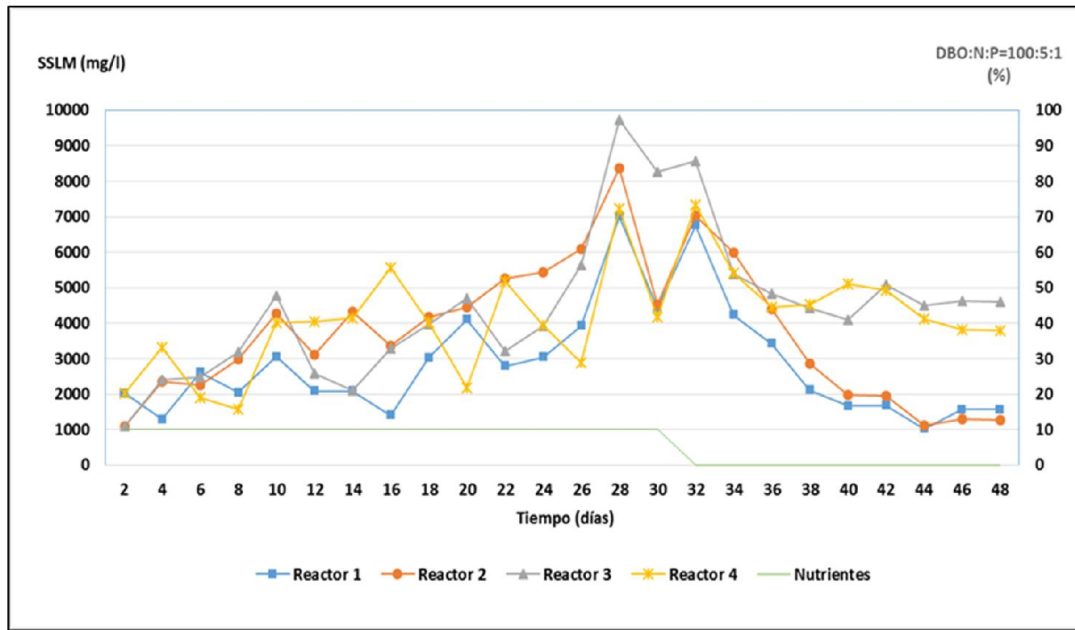


Figura 29. Sólidos suspendidos del licor de mezcla (SSLM) con déficit de nutrientes (de 1 a 30 días) y ausencia de nutrientes (de 31 a 48 días) para cada reactor.

4.4.6.2 Índice Volumétrico de Lodos (IVL):

Se elaboraron gráficos de IVL v/s tiempo para cada uno de los reactores (Figura 30), en donde se aprecia el comportamiento de cada sistema durante el transcurso de la experiencia. Al igual que para los demás parámetros, los resultados se graficaron de manera conjunta para así determinar las diferencias y similitudes entre los reactores estudiados.

El comportamiento de los 4 reactores es bastante similar durante los primeros 30 días de la experiencia. Todos ellos se mantuvieron bajo los 200 mg/l, siendo los reactores 3 y 4 los que presentaron los valores más bajos de IVL. Luego se observa un aumento de IVL en los 4 reactores, el máximo IVL alcanzado durante este periodo fue de 927 mg/l, producto de la ausencia de nutrientes a partir del día 30, con presencia de Bulking. Para esta condición nuevamente son los reactores 3 y 4 los que presentan una mejor sedimentación puesto que presentan valores de IVL más bajos que en los reactores 1 y 2, lo que se asocia a la mayor cantidad de sustrato particulado presente en estos últimos tanques, lo cual ayudaría al sistema a soportar la carencia o ausencia de nutrientes estabilizándolo frente a esta nueva condición.

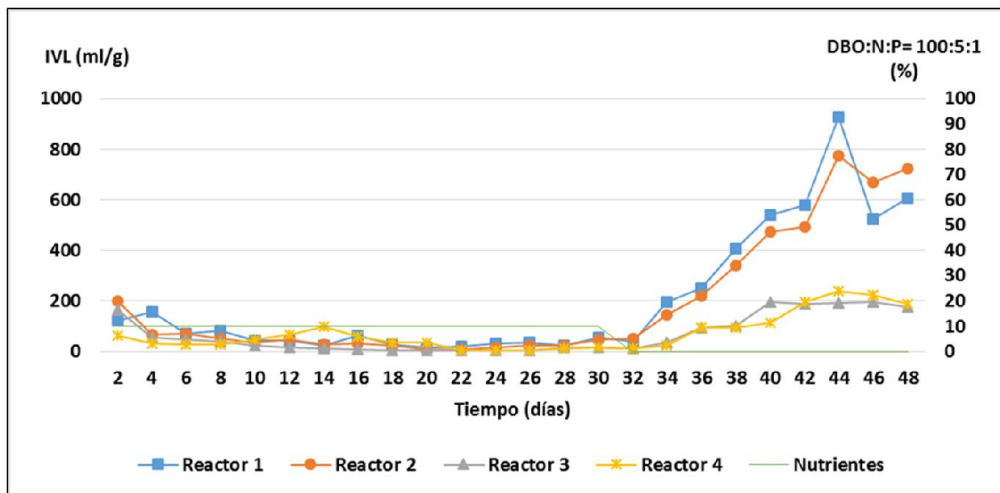


Figura 30. Índice volumétrico de lodos (IVL) con déficit de nutrientes (de 1 a 30 días) y ausencia de nutrientes (de 31 a 48 días) para cada reactor.

4.4.6.3 Sólidos Suspendidos del Efluente (SSE):

Se realizaron ensayos de SSE en los 4 reactores implementados, para ambas etapas del periodo de operación y se graficaron de manera conjunta para comparar los resultados (Figura 31).

La figura 31 muestra gráficos comparativos de sólidos suspendidos en los efluentes de cada uno de los reactores implementados. Es posible apreciar como durante los primeros 30 días, con el sistema en déficit de nutrientes, la pérdida de sólidos a través de los distintos efluentes es mucho más elevada que la obtenida los últimos días de la experiencia, con el sistema sin la adición de nutrientes. Esta diferencia se debe a la acción de dos fenómenos distintos, el primero conocido como pin floc y el segundo conocido como bulking filamentoso.

El fenómeno del pin floc se caracteriza por presentar una buena sedimentabilidad, IVL bajo, pero entrega como resultado un efluente turbio. El segundo fenómeno, bulking filamentoso, se caracteriza por un aumento desmedido de bacterias filamentosas lo que genera IVL altos, mala calidad del efluente y disminución de los SSLM.

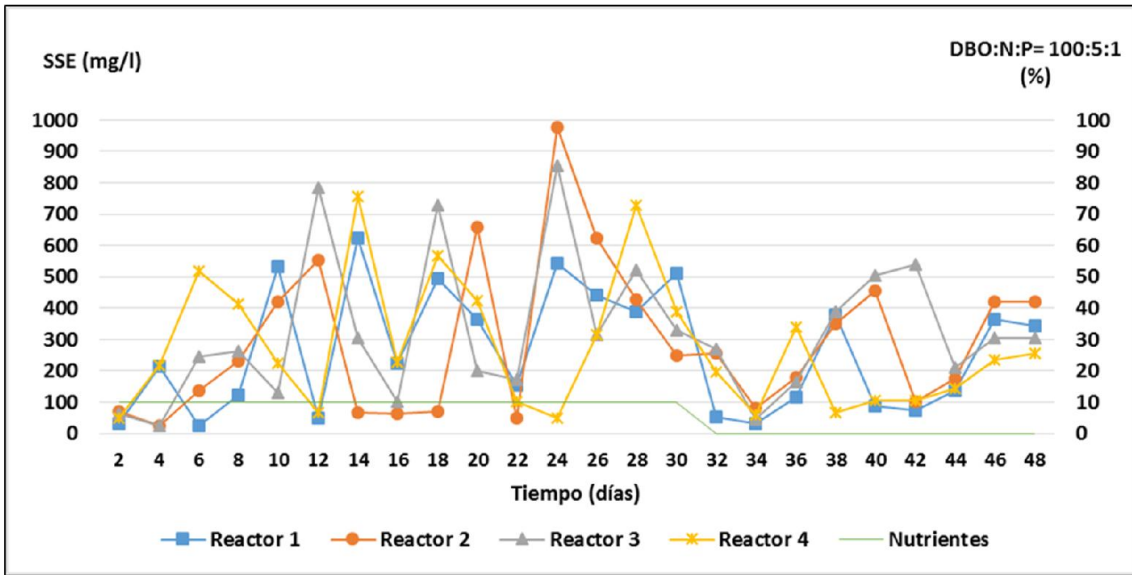


Figura 31. Sólidos Suspendidos del Efluente (SSE) con déficit de nutrientes (de 1 a 30 días) y ausencia de nutrientes (de 31 a 50 días) para cada reactor. (A) Reactor 1, (B) Reactor 2, (C) Reactor 3, (D) Reactor 4.

4.4.7 Conclusiones

El sustrato particulado es capaz de mantener la estabilidad de sistema de lodos activos en cuanto al desarrollo de Bulking cuando la relación nutricional DBO:N:P no es la recomendada.

Los resultados de los parámetros medidos indican que a mayor concentración de sustrato particulado (harina), menor es el impacto de la carencia de nutrientes en la calidad del efluente.

En relación a la proliferación de bacterias filamentosas, se observa que se produce cuando la relación entre la cantidad de sustrato y la cantidad de nutrientes es baja, respecto a niveles óptimos para el desarrollo microbiológico, lo que causa problemas de sedimentación en plantas de tratamientos de aguas residuales urbanas.

4.5 Resultados ensayos Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Se realizaron ensayos de DQO de los dos sustratos utilizados en las tres tesis realizadas por los alumnos. En la figura 32 se muestran los resultados con respecto al sustrato soluble y en la figura 33 los resultados con respecto al sustrato particulado. Se obtuvo que para ambos sustratos existe una relación lineal entre la variable de concentración del sustrato (mg/l) y la DQO (mg/l) reflejada en el valor de R^2 para ambos gráficos (figura 32 y 33). Esto permite complementar los datos de las investigaciones anteriores, donde a través de los datos de las curvas se puede obtener la carga másica (Cm) y el rendimiento de depuración del sistema de tratamiento de lodos activos.

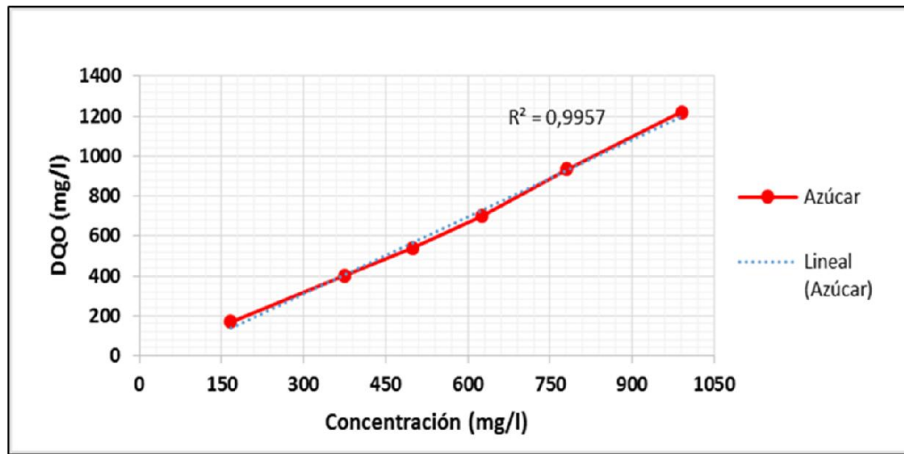


Figura 32. DQO obtenida para sustrato soluble (azúcar).

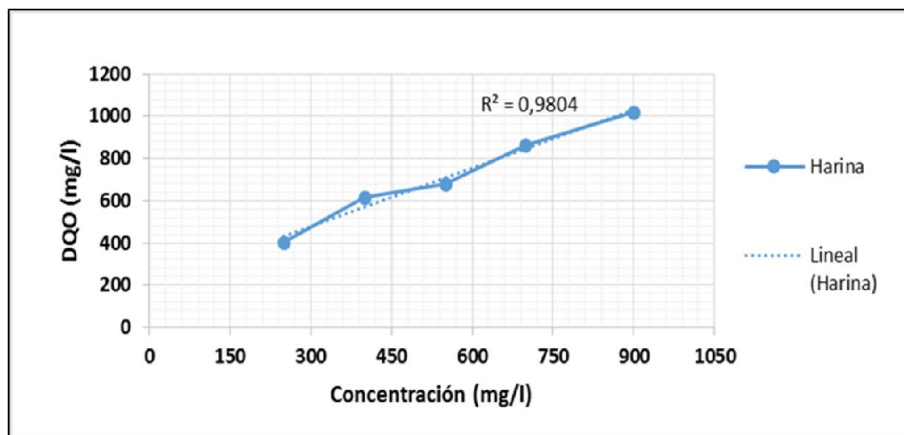


Figura 33. DQO obtenida para sustrato particulado (harina).

5. CONCLUSIONES GENERALES:

En esta investigación se concluye que la información disponible en las tesis desarrolladas por los alumnos, es relevante respecto al desarrollo de Bulking en plantas de tratamiento de lodos activos, lo que constituye un material suficiente para la elaboración de una publicación.

Se concluye que es necesario realizar una búsqueda bibliográfica complementaria, para mejorar el marco teórico y complementar y desarrollar manera cabal el análisis de los resultados.

Se concluye que es pertinente desarrollar un trabajo empírico complementario en lo que respecta a la relación (DQO/masa de sustrato).

La relación (DQO/ masa de sustrato) es lineal tanto para la sacarosa (material soluble) y la harina (material particulado).

Como conclusión final, ha sido un acierto revisar tesis existentes para lograr un producto final de mayor valor que pueda transformarse en una publicación Thomson Reuters, Scielo o de Corriente Principal.

6. REFERENCIAS:

- Amaral, A.L., Ferreira, E.C., 2005. Activated sludge monitoring of a wastewater treatment plant using image analysis and partial least squares regression. *Anal. Chim. Acta* 544, 246–253.
- Ammary, B., 2004. Nutrients requirements in biological industrial wastewater treatment. *African journal of biotechnology* 3(4):236-238.
- Boller M. (1997) Small wastewater treatment plant - A challenge to wastewater engineers. *Water Sci. Technol.* 35, 1-12.
- Brown, E. y Saldivia, J. 2000. Informe Nacional sobre la Gestión de agua en Chile. CONAMA. En: http://www.conama.cl/rm/568/articles-30399_NOR_01_04_15.pdf
- Dagot, C., Pons, M.N., Casellas, M., Guibaud, G., Dollet, P., Baudu, M., 2001. Use of image analysis and rheological studies for the control of settleability of filamentous bacteria: application in SBR reactor. *Water Sci. Technol.* 43 (3), 27– 33.
- da Motta, M., Amaral, A.L., Casellas, M., Pons, M.N., Dagot, C., Roche, N., Ferreira, E.C., Vivier, H., 2001a. Characterization of Activated Sludge by Automated Image Analysis: Validation on Full-Scale Plants. *IFAC Computer Applications in Biotechnology*, Québec City, Canada. 427–431.
- da Motta, M., Pons, M.N., Roche, N., 2001b. Automated monitoring of activated sludge in a pilot plant using image analysis. *Water Sci. Technol.* 43 (7), 91–96.
- De Miguel, C. 1998. Los recursos hídricos en el desarrollo sustentable chileno. Programa de desarrollo sustentable. En: <http://www.conama.cl/portal/1255/article-26344.html>
- De los Reyes, F.L., 2010. Foaming. In: *Microbial Ecology of Activated Sludge*. IWA Publishing, London, UK, pp. 215-258.

Guo, J.H., Peng, Y.Z., Wang, S.Y., Zheng, Y.N., Huang, H.J., Wang, Z.W., 2009. Long term effect of dissolved oxygen on partial nitrification performance and microbial community structure. *Bioresource Technology* 100, 2796-2802.

Guo, J.H., Peng, Y.Z., Peng, C.Y., Wang, S.Y., Chen, Y., Huang, H.J., Sun, Z.R., 2010. Energy saving achieved by limited filamentous bulking sludge under low dissolved oxygen, *Bioresour. Technol.* 101, 1120-1126.

Guo, J., Peng, Y., Wang, S., Yang, X., Yuan, Z., 2014. Filamentous and non-filamentous bulking of activated sludge encountered under nutrients limitation or deficiency conditions, 2014. *Chem. Eng. J.* 255, 453-461.

Jenkins, D., Richard, M.G., Daigger, G.T., 2004. *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming, and Other Solids Separation Problems.* IWA Publishing, UK.

Jenkins, D., Richard, M., & Daigger, G. (1993). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge, Bulking, Foaming, and other Solids Separation Problems.* Washington: IWA.

Jenné, R., Banadda, E.N., Smets, I.Y., Deurinck, J., Van Impe, J.F., 2007. Detection of filamentous bulking problems: developing an image analysis system for sludge composition monitoring. *Microsc. Microanal.* 13, 36–4.

Jenné, R., Banadda, E.N., Smets, I.Y., Van Impe, J.F., 2004. Monitoring activated sludge settling properties using image analysis. *Water Sci. Technol.* 50 (7), 281–285.

José Ferrer Polo, Aurora Seco Torrecillas. *Tratamiento biológico de aguas residuales.* Primera edición: Alfaomega Grupo Editor, México, Julio 2008.

Lee, S.E., Koopman, B., Bode, H., Jenkins, D., 1983. Evaluation of alternative sludge settleability indexes. *Water Res.* 17, 1421–1426.

Martins, A.M.P., Heijnen, J.J., van Loosdrecht, M.C.M., 2004. Bulking sludge in biological nutrient removal systems. *Biotechnology and Bioengineering* 86 (2), 125-135.

Mesquita, D.P., Dias, O., Dias, A.M.A., Amaral, A.L., Ferreira, E.C., 2009. Correlation between sludge settling ability and image analysis information using partial least squares. *Anal. Chim. Acta* 642, 94–101.

Metcalf & Eddy, Inc. (1991). *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse*, third edition, McGraw-Hill, Inc., New York.

Metcalf & eddy, 1995. "Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización", Vol I y II. México, Editorial McGraw-Hill.

Mielczarek, A.T., Kragelund, C., Eriksen, P.S., Nielsen, P.H., 2012. Population dynamics of filamentous bacteria in Danish wastewater treatment plants with nutrient removal. *Water Res.* 46, 3781–3795.

Miller G.T. (1994) *Ecología y Medioambiente*. Grupo Editorial Iberoamérica, México D.F., México.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Agua y Cultivo, logrando el uso óptimo del agua en la agricultura, 2002, <http://www.fao.org/documents/card/es/c/51ab6f3b-7612-5ed5-9d7f-4c1acafabf68/> Acceso el 6 de Enero de 2017.

Palm, J.C., Jenkins, D., Parker, D.S., 1980. Relationship between organic loading, dissolved-oxygen concentration and sludge settleability in the completely mixed activated-sludge process. *J. Water Pollut. Control Fed.* 52, 2484–2506.

Puigagut, J., Salvadó, H., Tarrats, X., García, J., 2007. Effects of particulate and soluble substrates on microfauna populations and treatment efficiency in activated sludge systems. *Water Res.* 41, 3168–3176.

Ramalho R. S. 1993. "Tratamiento de aguas residuales", Editorial Reverte S.A.

Seviour, R.J., Nielsen, P.H., 2010. *Microbial Ecology of Activated Sludge*. IWA Publishing, UK.

Soddell, J.A., Seviour, R.J., 1990. Microbiology of foaming in activated sludge plants. *Journal of Applied Bacteriology* 69 (2), 145e176.

Superintendencia de Servicios Sanitario. Plantas de tratamiento de aguas servidas en operación, 2007, <http://www.siss.gob.cl/577/w3-propertyvalue-3544.html>. Acceso el 7 de Enero de 2017.

Universidad de Chile. Instituto de asuntos públicos. 2005. Informe País. Estado del medio ambiente en Chile 2005. 2ª ed. LOM ediciones. Chile. En: <http://www.inap.uchile.cl/politicaspUBLICAS/informepais2006.pdf>.

Universidad de Chile. Instituto de asuntos públicos. 2005. Informe País. Estado del medio ambiente en Chile 2005. 1ª ed. LOM ediciones.

Wang Binbin, ZHANG Lin, PENG Dangcong, , Yinping Hou, Liying Pei, Lifang Yu. Extended filaments of bulking sludge sink in the floc layer with particulate substrate[J].*Chemosphere*, 3,3(11): 2725-2731.

Wanner, J., Kragelund, C., Nielsen, P.H., 2010. Microbiology of bulking. In: *Microbial Ecology of Activated Sludge*. IWA Publishing, London, UK, pp. 191e214.

Wilén, B.M., Balmer, P., 1999. The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs. *Water Research* 33 (2), 391e400.

ANEXOS A

Tabla A 1. DQO azúcar.

Concentración (mg/l)	DQO (mg/l)
167	170
375	401
500	541
625	699
781	935
990	1219

Tabla A 2. DQO harina.

Concentración (mg/l)	DQO (mg/l)
250	403
400	616
550	677
700	864
900	1018

IMÁGENES COMPLEMENTARIAS DE IMPLEMENTOS UTILIZADOS EN ENSAYO DE DQO:



Figura A1. Muestra de 2 ml de solución.



Figura A2. Solución agregada al Reactivo



Figura A3. Balanza electrónica.



Figura A4. Muestras en reactor térmico.