



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
FACULTAD DE BIOLOGÍA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL**

PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

**SIMULACIÓN DE UN BIORREACTOR CON MEMBRANAS SUMERGIDAS PARA
TRATAMIENTO DE UN EFLUENTE ACUÍCOLA**

TESIS

que para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

Presenta

LAURA ESTEFANÍA GARCÍA MARTÍNEZ

Director de Tesis:

JULIO CÉSAR ORANTES ÁVALOS

Doctor en ingeniería de procesos

Co-Director de Tesis

GABRIEL MARTÍNEZ HERRERA

Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental

Morelia, Michoacán. Agosto 2016



A mis papás y hermanos

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, la plataforma para mi formación profesional.

Al programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

A la facultad de Química y Biología.

Al Dr. Julio César Orantes Avalos, mi director de tesis, por todo el apoyo, paciencia y conocimiento brindado.

Al M. C. Gabriel Martínez Herrera mi co director de tesis.

A mis sinodales por el aporte que realizaron para enriquecer mi formación.

A mis compañeros y amigos Francisco, Giovanni, Itzel, Jaime Jafet, Liliana, Mónica, Rodrigo y Yunuén por su amistad y aportaciones en mi crecimiento personal y profesional.

A Isaías Negra por el apoyo, y amistad.

En especial a mis padres y hermanos, Marcia y Diego, por formar mi persona, apoyarme y orientarme en todas las etapas de mi formación. simplemente gracias por todo.

RESUMEN

Los sistemas acuícola con recirculación (RAS) convencionales descargan lodos residuales ricos en materia orgánica y nutrimentos. En este trabajo se realizó una simulación con el software GPS-X 6.5 del tratamiento de lodos residuales provenientes de un RAS. La unidad de tratamiento es un reactor biológico con membradas sumergidas (BRM) en el cual se lleva a cabo la degradación de la materia orgánica. El objetivo es conocer y analizar las componentes y los procesos biológicos, así como la calidad del efluente tratado, usando el modelo ASM1.

La simulación permite trabajar en un entorno y condiciones operacionales similares a las reales, pero con variables controladas, con el fin de estudiar y comprobar el comportamiento del sistema. Así es posible corregir o evitar fallos sin que el proceso real sea manipulado.

Se hizo una simulación con condiciones de operación controladas para un estado estable en el reactor. Se obtuvo un efluente de alta calidad, con tasas de remoción de materia orgánica mayores de 97%. Se concluye que el tratamiento permite lograr un efluente adecuado para su reuso en un sistema acuícola intensivo completamente recirculado. Además se obtuvieron las tasas de los procesos biológicos analizados con el modelo ASM1, mediante la simulación de la operación de un biorreactor con membranas sumergidas, alimentado con lodos residuales de un sistema acuícola con recirculación.

Palabras clave: modelación, ASM1, nutrientes, asimilación.

ABSTRACT

The recirculating aquaculture systems (RAS) discharges residual sludge, with organic matter and nutrients content. This research presents a simulation, with GPS-X 6.5 software, about the treatment of this sludge effluent from the RAS. The treatment unit is a membrane bioreactor. It carries out degradation of organic matter and nutrient removal. The primary objective of this work was to determinate the components and the biological process considered in the ASM1 model, as well as to know the quality of the treated effluent.

The simulation allows working under similar operational conditions to the real treatment, but with controlled variables, to evaluate the behaviour of the system. So it is possible to correct or prevent failures without handling the actual process. The simulation was made with controlled operating conditions in the reactor, for a stable state process. The reactor reached high organic matter removal rates of 97%. The obtained quality of the treated effluent let concluded that treatment could achieve an appropriate effluent for reuse in an intensive aquaculture system completely recirculated. We got the rates of the biological processes analysed with the ASM1 model, through simulating the operation of a submerged membrane bioreactor, fed with a sludge recirculating aquaculture system.

Keywords: Modelisation, ASM1, nutrients, assimilation.

Contenido

.....	1
INTRODUCCIÓN	6
1 Objetivo	8
1.1 Objetivos Particulares	8
2 HPÓTESIS	9
3 JUSTIFICACIÓN.....	10
4 MARCO TEÓRICO.....	11
4.1 Acuicultura	11
4.2 Sistemas acuícolas con recirculación (RAS).....	11
4.2.1 Biofloc.....	12
4.3 Reactor Biológico con Membranas (BRM)	14
4.3.1 Ventajas y desventajas asociadas a los BRM.....	15
4.3.2 Parámetros de operación en el BRM	16
4.3.3 Membranas	17
4.3.4 Cinética del desarrollo de la biomasa	18
4.4 Modelación y simulación.....	20
4.4.1 Constitución de los modelos	21
4.4.2 Modelo ASM1 del proceso de lodos activados	28
4.4.3 Ventajas y desventajas de la modelación dinámica (Cheikh, 2011)	33
4.4.4 Simulación	35
4.4.5 GPS-X.....	36
5 METODOLOGÍA.....	39
5.1 Descripción del Proceso	39
5.2 Datos para la simulación	42
5.3 Construcción y declaración del modelo digital	44
6 RESULTADOS	50
6.1 Estimación de parámetros y calidad del efluente	50
6.1.1 Sólidos y biomasa	50
6.1.2 DQO	52
6.1.3 Oxígeno disuelto.....	53
6.1.4 Asimilación de nitrógeno.....	54

6.1.5	DBO.....	55
6.2	Componentes del Modelo ASM1	59
6.2.1	Componentes orgánicas.....	59
6.2.2	Componentes orgánicas de la biomasa.....	60
6.2.3	Oxígeno disuelto.....	60
6.2.4	Compuestos Nitrogenados.....	61
6.2.5	Alcalinidad	61
6.3	Procesos del Modelo ASM1	62
6.3.1	Procesos de crecimiento	62
6.3.2	Procesos de decaimiento	63
6.3.3	Proceso de amonificación	64
6.3.4	Procesos de hidrólisis de materia en suspensión.....	64
7	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	65
7.1	Conclusiones.....	65
7.2	Recomendaciones	66
	REFERENCIAS.....	67
	ANEXOS	74
	Parámetros de entrada al BRM.....	74
	Modelo de filtración.....	78

Índice de Tablas

Tabla 4.1 1 Requerimientos de calidad del agua para el cultivo de tilapia (CONAPECA, 2012; Pillay, 1997).	12
Tabla 4.2 Modelos biocinéticos disponible (IWA, 2010).....	20
Tabla 4.3 Ejemplo de notación matricial ilustrada con un modelo de crecimiento heterótrofo.	22
Tabla 4.4 Matriz del modelo ASM1 (Cheikh Fall, El Modelo de ASM1 de Lodos Activados, 2011). .	26
Tabla 4.5 Datos requeridos para modelar un sistema de tratamiento de agua.	31
Tabla 4.6 Datos requeridos para el modelo ASM1 (IWA, 2010).	32
Tabla 4.7 Clasificación de los simuladores modificada (Vanrolleghem et al.,1994)	36
Tabla 5.1 Características de la membrana utilizada en el Biorreactor de membranas sumergidas. 40	
Tabla 5.2 Preparación del sustrato para alimentación del Biorreactor de membranas sumergidas (BRM) a partir de los lodos del sistema acuícola con recirculación (RAS)(Negra, 2015)	43
Tabla 5.3 Datos de entrada del usuario de la composición del influente para el modelo biológico ASM1 en GPS- X 6.5.....	45
Tabla 5.4 Variables de estado de la composición del influente para el modelo biológico ASM1 en GPS- X.	47
Tabla 5.5 Variables de estado de la composición del influente para el modelo biológico ASM1 en GPS- X 6.5	48
Tabla 6.1Características del efluente resultado de la simulación.....	57
Tabla 6.2 Resultados de la simulación para el BRM.....	58
Tabla 6.3 Componentes del modelo ASM1 en el BRM	62
Tabla 6.4 Tasas del modelo ASM1 resultado de la simulación.	64

Índice de Figuras

Figura 4.1 Respirograma de un agua residual en batch (Cheikh Fall, 2011)	27
Figura 4.2 Fragmentación de la DQO en el ASM1 (Jeppsson, 1996)	28
Figura 4.3 Componentes nitrogenados del agua residual.	29
Figura 5.1 Diagrama general de proceso para el tratamiento de los lodos de desecho del sistema acuícola con recirculación (RAS), mediante el biorreactor de membranas sumergidas (BRM) (Negra, 2015).....	41
Figura 5.2 Tren de tratamiento para el agua residual proveniente de un RAS.....	44
Figura 5.3 Interface para ajustar manualmente las variables de optimización	49
Figura 6.1 Interfase de simulación del software GPS-X 6.5 de Hydromantis.....	50
Figura 6.2 Relación de SSV/SST, SST, SSV en el BRM y SST en el efluente.	51
Figura 6.3 DQO total en el influente y efluente.	52
Figura 6.4 Decaimiento de los SSV, al disminuir la concentración de OD.....	54
Figura 6.5 Concentración nitrógeno en el influente y en el efluente	55
Figura 6.6 Materia orgánica en el efluente.....	56

Tabla de abreviaturas

Notación	Descripción	Unidades
A	Área de filtración	m ²
BRM	Biorreactor de membranas sumergidas	
Biofloc	Flóculos de biomasa microbiana	
C/N	Relación carbono/nitrógeno	
CO	Carga orgánica kgDQO/kgSSV•d	kgDQO/kgSSV•d
DBO5	Demanda bioquímica de oxígeno	mgDBO/L
DQO	Demanda química de oxígeno	mgDQO/L
J	Flujo membranar	L/m ² •h
kd	Coefficiente de decaimiento de la biomasa	kgSSV/kgSSV•d
NAT	Nitrógeno amoniacal (N-NH ₃ + N-NH ₄ ⁺)	mgN/L
NT	Nitrógeno Total	mgN/L
OD	Oxígeno disuelto	mgO ₂ /L
P	Fósforo en forma de ortofosfato (PO ₄ ³⁻)	mgP/L
PTM	Presión transmembranal	kPa
Q	Gasto m ³ /d	m ³ /d
RAS	Sistema acuícola con recirculación	
S _{alk}	Alcalinidad	mol/m ³
S _i	Material orgánico soluble inerte	gDQO/m ³
SMP	Compuestos microbianos solubles	mgDQO/L
S _{ND}	Nitrógeno orgánico biodegradable soluble	gN/m ³
S _{NH}	Amoníaco libre e ionizado	gN/m ³
S _o	Oxígeno disuelto	gO ₂ /m ³
S _s	Substrato rápidamente biodegradable	gDQO/m ³
TRC	Tiempo de retención celular	d
TRH	Tiempo de retención hidráulico	d
μ	Tasa específica de crecimiento microbiano	mgSSV/mgSSV•d
μ _{max}	Tasa específica máxima de crecimiento microbiano	mgSSV/mgSSV•d
V	Volumen de reactor	L
X _{BA}	Biomasa autotrófica activa	gDQO/m ³
X _{BH}	Biomasa heterotrófica activa	gDQO/m ³
X _i	Material orgánico inerte particulado	gDQO/m ³
X _p	Materia particulada no biodegradable de descomposición celular	gDQO/m ³
X _s	Substrato lentamente biodegradable	gDQO/m ³
Y	Coefficiente de rendimiento de biomasa mgSSV/mgDQO	mgSSV/mgDQO

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales que se vierten a corrientes y cuerpos de agua, propician y contribuyen al deterioro de estas potenciales fuentes de abastecimiento, a tal grado que las han vuelto inapropiadas para su acondicionamiento, consumo humano y la protección del medio ambiente. Ello es particularmente importante porque el agua es un elemento indispensable para el sustento de la vida, para el desarrollo integral del ser humano y consecuentemente para el crecimiento de los centros de población. Actualmente y en un contexto global la disposición racional de las aguas residuales se ha vuelto una prioridad, puesto que es urgente detener y revertir el daño que se ha causado al medio ambiente con las descargas de aguas residuales. Por ello se requiere de tecnologías que permitan tratar el agua con mayor eficiencia para tener efluentes de mejor calidad que a corto plazo coadyuven a superar la problemática que ha generado la inadecuada disposición de estas aguas.

Para que la acuicultura sea sostenible se han desarrollado los sistemas acuícolas con recirculación (RAS; Recirculated Aquaculture System, por sus siglas en inglés) (Timmons *et al.*, 2002). En estos sistemas de cultivo intensivos tratan y reutilizan el agua del proceso reduciendo así los daños ambientales. Sin embargo, los lodos residuales, constituyen una significativa fuente de nutrientes no utilizados por los peces (Schneider *et al.*, 2007).

El biorreactor con membranas sumergidas (BRM) es un sistema que ha sido empleado en el tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales. Estos reactores permiten el desarrollo de biomasa en suspensión, que degrada la materia orgánica. La separación de la biomasa, se lleva a cabo por medio de membranas obteniendo una alta calidad del efluente, que permite su reutilización en procesos como la acuicultura intensiva, así como un control total de la biomasa que se requiera recircular al sistema de cultivo de peces. Esta biotecnología permitiría tanto tratar los efluentes acuícolas y reusar el agua en el mismo sistema, también aprovechar los residuos de los efluentes acuícolas y usarlos como fuente complementaria de alimento para los peces.

Las simulaciones a partir de modelos matemáticos son métodos que se aplican en aquellas situaciones donde el estudio o análisis del objeto cognitivo es inviable, resulta muy costoso o demasiado riesgoso. El trabajar con una simulación del objeto cognitivo y no con su original ofrece

la ventaja de que, en forma segura, rápida y sin grandes gastos económicos permite estudiar las propiedades del objeto en cualquier situación imaginable.

La simulación para el tratamiento de aguas residuales provenientes de acuicultura es una forma de aplicar la investigación y obtener información para optimizar procesos en el tratamiento de agua residual.

En el siguiente trabajo se pretende obtener las tasas de los procesos biológicos analizados con el modelo ASM1, mediante la simulación de la operación de un biorreactor con membranas sumergidas, alimentado con lodos residuales de un sistema acuícola con recirculación.

1 Objetivo

Obtener las tasas de los procesos biológicos analizados con el modelo ASM1, mediante la simulación de la operación de un biorreactor con membranas sumergidas, alimentado con lodos residuales de un sistema acuícola con recirculación.

1.1 Objetivos Particulares

1. Generar un modelo digital, que permita simular las condiciones de operación de un biorreactor con membranas sumergidas, a escala laboratorio, alimentado con lodos residuales de un sistema acuícola con recirculación.
2. Simular con el modelo ASM1, las condiciones de operación de un biorreactor con membranas sumergidas, alimentado con lodos residuales de un sistema acuícola con recirculación orientado a la producción de biofloc.
3. Generar información de las variables que intervienen en los procesos biológicos del modelo ASM1, sus tasas de reacción y de la calidad del efluente, mediante la simulación de un biorreactor con membranas sumergidas.

2 HPÓTESIS

La simulación digital de un biorreactor con membranas sumergidas, permitirá obtener las tasas de los procesos biológicos analizados con el modelo ASM1, así como la calidad del efluente tratado.

3 JUSTIFICACIÓN

En la actualidad, el tratamiento de las aguas residuales provenientes de acuicultura ha adquirido mayor importancia, ya que el mismo permite reducir impacto ambiental de la producción acuícola. Además proporciona el acondicionamiento del efluente proveniente de la acuicultura que permite ser recirculado a los tanques de cultivo y conservar las condiciones adecuadas para las especies acuáticas, permitiendo una disminución significativa en el recambio del agua.

Para proteger el ambiente, los requerimientos de descarga para aguas residuales tratada son cada vez más estrictos. En la mayoría de las situaciones, se requiere la eliminación de sólidos en suspensión de las aguas residuales. Los BRM son muy eficientes en remoción de contaminantes, baja producción de lodos y uso de menores espacios para su instalación, lo que se traduce en la alta calidad del agua tratada (Jegantheesan *et al.*, 2009), además es capaz de operar en concentraciones de SST mayores a 5000 mg/L lo que aumenta su capacidad de degradación.

Los peces y otros organismos acuáticos son criados en altas densidades y en pequeñas y bien concebidas instalaciones. La calidad del agua es cuidadosamente controlada a través del empleo de filtros, reactores biológicos, sistemas de bombeo y aireadores (Halwart y Martínez, 2000), sin embargo los lodos residuales provenientes de un RAS contienen una gran cantidad de nutrientes que pueden ser aprovechados para la generación de alimento para peces y así disminuir costos asociados a la producción de peces, ya que pueden ser usados como un alimento complementario.

Hacer la simulación de la operación de un biorreactor con membranas sumergidas, alimentado con lodos residuales de un sistema acuícola con recirculación nos permitirá obtener las tasas de los procesos biológicos analizados con el modelo ASM1 para garantizar un efluente de alta calidad y controlar la producción de biofloc, con base en las necesidades del cultivo.

4 MARCO TEÓRICO

4.1 Acuicultura

La acuicultura es el cultivo de organismos acuáticos, tanto en zonas costeras como del interior, que implica intervenciones en el proceso de cría para aumentar la producción y que sean susceptibles de explotación comercial, ornamental o recreativa (FAO,2012). Es probablemente el sector de producción de alimentos de más rápido crecimiento y representa ahora casi el 50% del pescado destinado a la alimentación a nivel mundial (FAO, 2013)

La producción acuícola mundial presenta un crecimiento anual de 8.8%. Según las últimas estadísticas disponibles recopiladas por la FAO, la producción acuícola alcanzó otro máximo histórico de 90.4 millones de toneladas en 2012 (144 400 millones de USD) y la producción acuícola mundial de peces comestibles aumentó el 5,8 % a 70,5 millones de toneladas en 2013. El país con la mayor producción es China con el 68.2%, seguido de India, Indonesia y Japón que juntos hacen el 8.8% (FAO, 2012)

4.2 Sistemas acuícolas con recirculación (RAS)

La acuicultura como la mayoría de las actividades humanas puede generar impactos negativos en el ambiente, por ello que se implementan medidas para que esta actividad tenga menor impacto sobre el medio.

Los sistemas acuícolas con recirculación (RAS), son sistemas de tratamiento y acondicionamiento del efluente proveniente de la acuicultura que permite ser recirculado a los tanques de cultivo y conservar las condiciones adecuadas para las especies acuáticas que se cultivan, permitiendo una disminución significativa en el recambio del agua (Timmons *et al.*, 2002). En estos sistemas intensivos se debe tener un importante control de parámetros de crecimiento, alimentación de los peces y parámetros de calidad del agua.

Los sistemas acuícolas de recirculación (RAS) son utilizados en la producción intensiva de peces. Estos sistemas permiten reutilizar 90% de agua y espacio, limitan las interacciones con el

medio ambiente a través de la contención de los desechos generados durante el proceso acuícola y por su capacidad de mantener aislada la producción, reducen la incidencia de enfermedades, la pérdida de individuos y competencia con la fauna local (Naylor, 2000; Timmons y Ebeling 2007). También poseen algunas desventajas tales como: mayor costo, requieren de capacitación para su operación, corriente eléctrica, instalaciones, tecnología especializada y agua de buena calidad (Timmons y Ebeling, 2007).

Durante el cultivo, la mayor parte del nitrógeno metabólico es excretado por el pez en forma de amonio no ionizado (NH_3). La mayoría de las especies de peces cultivados poseen un rango estrecho de tolerancia a este compuesto, que aún en bajas concentraciones es tóxico por lo que es necesario proveer de mecanismos que incrementen su remoción del cultivo (Eshchar *et al.* 2006). La eficiencia en el desempeño de los RAS como dispositivos de cultivo intensivo depende entonces de que el funcionamiento del sistema permita mantener las condiciones de calidad del agua necesarias para que la especie en cultivo tenga tasas de crecimiento adecuadas (Timmons y Ebeling, 2007).

Tabla 4.1 1 Requerimientos de calidad del agua para el cultivo de tilapia (CONAPECA, 2012; Pillay, 1997).

Parámetros	Valor	Unidades
Temperatura	20 a 30, óptima 26 a 28	°C
Oxígeno disuelto	> 5	mg/L
pH	6.5 a 9	Unidades de pH
Nitrógeno amoniacal total ($\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4^+$)	< 3	mg/L
Nitrógeno como N-NH_3	< 0.6	mg/L
Sólidos suspendidos	10 a 30	mg/L

4.2.1 Biofloc

En la acuicultura intensiva el mayor costo en la producción es la alimentación, con el inconveniente que aproximadamente el 60% del alimento que se suministra no es aprovechado por los organismos, causando que compuestos como fósforo, carbono y nitrógeno, permanezcan en el agua como materia suspendida contaminando los cuerpos de agua donde son descargados

los efluentes residuales y suelos cercanos, ocasionando pérdidas económicas a los productores (Gutiérrez, 2006).

Una de las alternativas para disminuir los daños ambientales ocasionados por la acuicultura y optimar sus producciones es el uso del sistema biofloc, y se trata de una propuesta desarrollada en la década de los 70, basada en comunidades microbianas que ayudan a minimizar o evitar los recambios de agua y además producir, como beneficio adicional, proteína microbiana que puede ser utilizada como alimento (Avnimelech, 2009).

Esta biotecnología consiste en la adición de una fuente de carbono a los tanques de cultivo de los peces para lograr relaciones C/N mayores a 10, permitiendo el desarrollo de bacterias heterótrofas, las cuales mediante su crecimiento consumen parte del nitrógeno amoniacal, disminuyendo la concentración presente en el agua y, con un ajuste adecuado de la relación C/N, las bacterias heterotróficas utilizan el amonio junto con el nitrógeno orgánico en los desechos para la síntesis de nueva biomasa (i.e. biofloc), la cual puede ser usada como una fuente complementaria de alimento para peces como la Tilapia (De Schryver, 2008). La relación C/N puede ser incrementada por la adición de fuentes de carbono disponibles localmente a bajo costo (e.g. melaza, ácido acético, acetato de sodio, glicerol, glucosa) (Avnimelench, 2007).

El desarrollo de bioflocs en reactores de biomasa en suspensión que operan alimentados con las descargas del RAS permite controlar mejor la concentración de los bioflocs, dado que la tasa de su producción generalmente no corresponde con la tasa de consumo por parte de los peces (Azim, 2008). Particularmente la aplicación de los biorreactores con membranas sumergidas (BRM) tiene gran relevancia en los sistemas acuícolas, dado que con los BRM se puede tener todavía un mejor control, ya que la retención total de la biomasa, por medio de las membranas permite un mejor control de la biomasa generada y las purgas de lodo.

4.3 Reactor Biológico con Membranas (BRM)

Las tecnologías que actualmente son utilizadas para el tratamiento de aguas residuales, su disposición y reutilización incluyen una serie de opciones muy amplias, las cuales deben de ser analizadas y usadas para cada caso específico en función de la calidad del efluente que se pretende obtener, así como las ventajas y desventajas de la operación de cada proceso.

Las técnicas biológicas de tratamiento de aguas residuales son muy antiguas y se han usado desde hace aproximadamente cien años. De los procesos que se han desarrollado el sistema convencional de lodos activados ha sido el más empleado. La tecnología con membrana, en un principio, tenía limitado su uso y se empleaba como tratamiento de pulimento en el proceso lodos activados. Los principales factores que limitaron el desarrollo de la tecnología de membranas en su inicio fueron el elevado costo de inversión y de operación y un inadecuado conocimiento de las ventajas potenciales de las membranas en el tratamiento de las aguas residuales. Sin embargo, con la aparición de módulos de membrana menos costosos y más efectivos junto con el endurecimiento de los requisitos de vertido la tecnología de membrana volvió a cobrar interés (CCA, 2003).

Los reactores biológicos con membranas (BRM) comparados con procesos convencionales de tratamiento de las aguas residuales ofrecen muchas ventajas: son muy eficientes en remoción de contaminantes, tienen baja producción de lodos y uso de menores espacios para su instalación, lo que se traduce en la alta calidad del agua tratada (Jegantheesan *et al.*, 2009). Los biorreactores de membrana pueden ser definidos como sistemas en los que se integra la degradación biológica de los efluentes con la filtración de membrana (Cicek, 1998). Los usos actuales incluyen el tratamiento y reciclado de agua en comunidades y edificios, el tratamiento de aguas residuales municipales y el tratamiento de efluentes en determinadas industrias (Manem y Sanderson, 1996). Los BRM permiten tener sistemas de tratamiento eficientes y compactos, dada la alta densidad celular que pueden manejar (Stephenson *et al.*, 2000), además de que permiten un perfecto control de la separación de la biomasa en suspensión. Adicionalmente, dado que con el proceso de separación por membranas se retienen bacterias, algunos virus y algunos componentes orgánicos e inorgánicos que frecuentemente son encontrados en los efluentes de los tratamientos biológicos convencionales (WEF, 2006) se también se obtienen mejores efluentes desde el punto de vista sanitario.

La investigación y la comercialización de los biorreactores con membranas comenzó hace unos 40 años, aunque se presente como una técnica novedosa. La primera idea de sustituir el sedimentador por un proceso de ultrafiltración dentro del proceso convencional de lodos activados fue de Smith en 1969. Existen varias áreas de aplicación muy prometedoras para los reactores biológicos con membranas debido a la alta calidad del efluente que éste genera. Los BRM están siendo cada vez más aceptados para el tratamiento tanto de aguas residuales debido a la elevada calidad del efluente y lo compactadas que son las plantas, además se adapta para los siguientes casos (Stephenson, 2000):

- Aplicación en áreas de elevada sensibilidad ambiental
- Tratamiento de complejos efluentes industriales que requieren un sistema que permita operar a edades de lodos elevadas.
- Aplicaciones específicas donde el proceso convencional de lodos activados donde no puede producir un efluente de calidad adecuada a costes razonables.
- Aplicación en áreas donde existen limitaciones espaciales.

4.3.1 **Ventajas y desventajas asociadas a los BRM**

- Eficaz retención de los sólidos suspendidos y de los compuestos más solubles dentro del biorreactor lo que proporciona un efluente de excelente calidad capaz de cumplir los requisitos de vertido más rigurosos y potencialmente reutilizable (Chiemchaisri, 1992).
- Se logra la retención de las bacterias y virus obteniéndose un efluente estéril, lo que elimina la necesidad de llevar a cabo procesos de desinfección (Cicek, 1998).
- La ausencia del clarificador, que también actúa como un selector natural de la población bacteriana, permite que se desarrollen bacterias de crecimiento lento (bacterias nitrificantes, bacterias que degradan compuestos complejos etc.) y que persistan en el biorreactor incluso a tiempos de retención de sólidos cortos (Cicekl, 2001).

- La edad de lodos son más altas que los sistemas convencionales. Operan a edades de lodos de 30 días o superior Estas edades pueden reducir en hasta un 40% la producción de lodo (L.K. Wang, 2009).
- Pueden operar con altas cargas orgánicas volumétricas ($2 - 4 \text{ Kg}_{\text{DQO}}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$) (Wang, 2009)
- La membrana retiene no sólo toda la biomasa sino que también previene el escape de enzimas exocelulares y de oxidantes solubles que crean un licor de mezcla más activo capaz de degradar una gama más amplia de compuestos (Chicek, 1999).
- Compactación: Con la tecnología BRM se puede operar bajo unas concentraciones de 5000 – 20000 mgSSV/L (Wang, 2009). Trabajando a la máxima concentración de sólidos en suspensión, la superficie de la planta se puede reducir en un 50% o más.

Las limitaciones de estos sistemas tienen carácter económico ya requiere una alta inversión inicial y su operación y mantenimiento es alto comparado con otros sistemas de tratamiento. La colmatación y otros problemas de ensuciamiento de las membranas también limitan su uso. Los costos de operación en los BRM están dados fundamentalmente por su consumo de energía, las limpiezas químicas que suelen ser realizadas al módulo de membrana cada vez que es alcanzado el valor de presión transmembranal crítica y el recambio del módulo de membrana una vez que se ha deteriorado o simplemente se ha consumido su tiempo de vida útil. Por tanto, cuando se optimizan estos sistemas, generalmente se buscan los parámetros de operación que garanticen un consumo energético mínimo, una disminución de la frecuencia de limpieza química de la membrana y por tanto, un consecuente incremento del tiempo de vida útil de los módulos de membranas, mediante la filtración de la mayor cantidad de agua posible (Gonzales et al. 2014). Estos procesos dependen de la evolución de los procesos biológicos e hidrodinámicos que se llevan a cabo en el sistema.

4.3.2 Parámetros de operación en el BRM

Carga Orgánica (CO) .- El rendimiento del biorreactor depende en gran medida de este parámetro, que se estima a partir de la relación entre la masa de sustrato alimentado y la masa de microorganismos presentes en el biorreactor, relación expresada como $\text{kgDQO}/\text{kgSSV} \cdot \text{d}$. Con

cargas orgánicas bajas (*i.e.* $CO < 0.5 \text{ kgDQO/kgSSV}\cdot\text{d}$) se tiene una mayor eficiencia de remoción de la DQO por los microorganismos (Jegantheesan *et al.*, 2009) ya que los microorganismos disponen de más tiempo para la hidrólisis y degradación de los contaminantes.

Tiempo de retención celular (TRC) y concentración de sólidos suspendidos.- El TRC está definido como la relación de la masa de microorganismos en el sistema y los que salen de él (Jegantheesan *et al.*, 2009). El TRC está directamente ligado a la concentración de sólidos en el reactor. Un BRM puede operar a concentraciones de Sólidos Suspendidos Totales (SST) de entre 5000 y 25000 mg/L. Se reportan concentraciones óptimas de entre 6000 mg/L a 10000 mg/L (Metcalf y Eddy, 2013). Con estas concentraciones de SST, se tienen largos TRC, que permiten una degradación eficiente del material biodegradable tanto particulado como soluble en la corriente residual. Altas concentraciones de SST pueden reducir el flujo transmembranal e incrementar la demanda de aireación, debido a la deposición de partículas sobre la membrana, ocasionando mayores consumos de energía.

En un BRM generalmente se tienen largos TRC, lo cual permite que crezcan microorganismos con tasas lentas de crecimiento, como pueden ser algunas bacterias nitrificantes y microorganismos que pueden crecer en químicos sintéticos (Metcalf y Eddy, 2003).

4.3.3 Membranas

La membrana se puede definir como un material de dos dimensiones usado para separar componentes de un fluido, usualmente esta separación está basada en el tamaño de estos componentes o las interacciones fisicoquímicas con los materiales. Es un proceso físico donde los componentes separados permanecen sin cambios químicos. La capacidad de una membrana de permitir el transporte de un componente específico se le conoce como permeabilidad (Visvanathan, 2000).

Las membranas utilizadas dentro de los BRM están dentro del rango de microfiltración (*i.e.* con diámetro de poro de 0.1 a 10 μm) a ultrafiltración (*i.e.* con diámetro de poro entre 0.01 y 0.4 μm) (Adriannus y Jeroen Van der, 2007).

Podemos encontrarnos en una unidad BRM con membranas planas, tubulares, de disco rotatorio o de fibra hueca.

La composición de las membranas pueden ser orgánicas, aquellas cuya capa activa está fabricada por un polímero o copolímero orgánico (polisulfona, polietersulfona, polietileno etc.), o inorgánicas (cerámicas fundamentalmente)

Los criterios para obtener un rendimiento óptimo las membranas usadas en la unidad BRM son los siguientes:

1. Deben ser inertes y no biodegradables
2. Deben de ser fáciles de limpiar y de regenerar y deben de ser resistentes a los agentes químicos y a las presiones y temperaturas que requiera el proceso.
3. Deben tener una distribución de los poros uniforme y elevada porosidad.
4. Las membranas deben de ser neutras o presentar carga negativa para evitar la adsorción de los microorganismos.
5. Deben ser duraderas y fáciles de sustituir.
6. Deben de ser capaces de resistir las condiciones específicas del agua de alimentación.

Los parámetros de operación y diseño que es necesario controlar en la unidad de ultrafiltración son caudal, carga hidráulica, presión transmembranal, % de recuperación, tipo de membrana, tamaño nominal de poro, superficie de las membranas, potencia eléctrica instalada

El desarrollo de materiales y configuraciones de los módulos de membranas ha sido gobernado por la necesidad de eliminar o reducir el ensuciamiento de las membranas y los problemas asociados a él.

4.3.4 **Cinética del desarrollo de la biomasa**

Las constantes biocinéticas y balances de materia pueden usarse para definir la tasa de degradación del sustrato y crecimiento de biomasa (Metcalf y Eddy, 2013) Los microorganismos

degradan la materia orgánica siguiendo una cinética específica. La tasa de utilización de sustrato biodegradable en un sistema biológico puede ser modelado por la siguiente expresión:

$$r_s = \frac{kXS}{K_s + S}$$

Donde:

$r_s =$	Tasa de utilización de sustrato por volumen de reactor	(g/m ³ ·d)
$K =$	Tasa máxima de utilización de sustrato	(g/g·d)
$X =$	Concentración de biomasa	(g/m ³)
$S =$	Concentración del sustrato limitante	(g/m ³)
$K_s =$	Constante de velocidad media	(g/m ³)

La tasa de remoción de sustrato determina la carga orgánica. La ecuación anterior sigue la forma propuesta por la cinética de Monod para la tasa específica de crecimiento microbiano:

$$r_g = \frac{\mu_m XS}{K_s + S}$$

Donde:

$r_g =$	Tasa de crecimiento microbiano por la utilización de sustrato	(g/m ³ ·d)
$\mu_m =$	tasa máxima específica de crecimiento	(g/g·d)

La tasa de crecimiento microbiano puede igualarse con la tasa de utilización de sustrato como sigue:

$$r_g = Yr_s$$

$Y =$	Rendimiento de biomasa	(g _{ssv} /g _{DQO})
-------	------------------------	---------------------------------------

El coeficiente de rendimiento de biomasa (Y), puede ser controlado con la manipulación de factores ambientales, pero tales cambios también van a tener afectaciones en la biodegradación del biorreactor (Metcalf y Eddy, 2013).

4.4 Modelación y simulación

En el tratamiento de aguas residuales es importante eliminar material de naturaleza orgánica. Este tratamiento implica la actividad de microorganismos que oxidan y convierten la materia orgánica en dióxido de carbono (CO₂). En los procesos de tratamiento los microorganismos juegan un papel esencial a estos procesos se les conoce como procesos de tratamiento biológicos.

El uso de las herramientas de modelación y simulación constituyen un auxiliar importante en el diseño y análisis de la operación de procesos de tratamiento de aguas residuales.

Los modelos para los lodos activados fueron desarrollados por la Asociación Internacional del agua IWA por sus siglas en inglés. Existen cuatro modelos de la IWA, el ASM1 y ASM3 son capaces de predecir la degradación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación, el modelo ASM2 y ASM2d (una versión modificada del ASM2) incluyen la remoción biológica de fósforo.

Tabla 4.2 Modelos biocinéticos disponible (IWA, 2010)

Modelo	ASM1	ASM3	ASM2d	Barker y Dold	ASM3 + P	TUD	UCTPHO+
Características							
Año de public.	1986	1998	1995	1997	2001	2004	2007
Tipo	C/N	C/N	C/N/P	C/N/P	C/N/P	C/N/P	C/N/P
Nitrificación	si	si	Si	si	Si	si	si
Desnitrificación	si	no	Si	si	Si	si	si
Fermentación	no	no	Si	si	No	si	si
Bio –P	no	no	Si	si	Si	si	si
pH limitaciones	Alk w	Alk lim	Alk lim	no	Alk lim	Alk lim	no
Precipitación P con Fe y Al	no	no	Si	no	No	no	no
No. procesos	8	12	21	36	23	22	35
No. variables de estado	13	13	19	19	17	18	16
No. parámetros	24	42	78	67	78	92	59

Actualmente varios programas tienen implementados, los modelos ASM original o algunas de sus modificaciones para fines de diseño, operación de plantas o investigación: Aquasim, Biowin, GPS-X, SSSP, Simba, etc.

Las características del modelo ASM son (IWA, 2010):

- Son de tipo determinístico o mecánico.
- Con una sola expresión matemática se describen fenómenos parciales reales.
- El modelo se expresa a través de un balance de masas y describe cambios en las concentraciones del sistema.
- Los balances combinan el transporte de sustancias (flujos) y los procesos de transformación.
- Los procesos de transporte son características específicas de cada sistema: configuración geométrica del reactor, distribución de flujos, mezcla, recirculación, purga de lodos, etc.
- Los procesos de transformación dependen del ambiente local, es decir, los compuestos químicos cambian de estructura con una velocidad en función de biodegradabilidad (rápida, lenta, inerte).

4.4.1 Constitución de los modelos

Los modelos explican a través de ecuaciones matemáticas una serie de procesos que ocurren en un sistema, en este caso en el reactor para el tratamiento de agua residual. Los modelos se expresan a través de balances de materia tomando en cuenta la cinética y estequiometría que participa en los procesos y el flujo.

Los procesos que forman el modelo son relacionados a través de ecuaciones, las cuales se resuelven para poder describir los cambios en el sistema a través de las variables de estado (concentración de biomasa, oxígeno, DQO, por ejemplo). La escritura del balance de masas de un modelo resulta en un sistema de ecuaciones que para su resolución necesita en general de algún software. Acomodar estas ecuaciones de forma matricial es una forma estructurada de presentar los elementos del modelo y como se interrelacionan entre ellos.

Tabla 4.3 Ejemplo de notación matricial ilustrada con un modelo de crecimiento heterótrofo.

	Componente i→ Proceso j↓	1 X_H	2 S_{DQO}	3 S_{O_2}	4 S_{NH_4}	Cinética
1	Crecimiento Heterótrofo aerobio	+1	$-\frac{1}{Y_H}$	$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$	$-i_{XB}$	$\mu_H \frac{S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} X_H$
2	Decaimiento de heterótrofos	-1		-1		$\frac{b_H S_{O_2}}{K_{O_2,H} + S_{O_2}} X_H$
Parámetros Estequiométricos γ		Velocidad de reacción observada ($M, L^{-3}T^{-1}$)				Parámetros cinéticos: $\mu_H, K_{DQO}, b_H, K_{O_2,H}$
		$r_i = \sum_j v_{ji} P_j$				
		Biomasa (gDQO/m ³)	Sustrato (gDQO/m ³)	Oxígeno (gO ₂ /m ³)	Amonio (gN/m ³)	

En la tabla 4.3 se recogen:

- Los componentes i: oxígeno disuelto, materia orgánica, biomasa, nitrógeno amoniacal, con su simbología en la primera fila y su descripción y unidades en la última.
- Los procesos j en la primera columna: crecimiento heterótrofo y decaimiento de heterótrofos.
- En el centro de la matriz se dan los coeficientes estequiométricos v_{ji} para cada proceso j, respecto a cada componente i, por ejemplo.: El proceso (reacción) de crecimiento puede escribirse:
 - $v_{13} SO_2 + v_{12} SDQO \rightarrow v_{11} XH$
- Última columna: expresiones cinéticas de cada proceso.
- En la misma matriz se consignan también la nomenclatura de los componentes y definición de los parámetros cinéticos.

Cuando las unidades se escogen de forma homogénea se puede verificar la continuidad y determinar el valor de los v_{ji} desconocidos a partir de la ecuación que iguala a cero la suma de los coeficientes de cada línea $\sum v_{ji} = 0$ para DQO. Para cada proceso, uno de los coeficientes puede fijarse en +1 ó -1 mientras que se calculan los demás echando mano de la estequiometría correspondiente. Por convención, v_{ji} será negativo para los reactivos y positivo para los productos de una reacción o proceso.

El chequeo de continuidad se hace recorriendo las filas de la matriz: Por ejemplo, para el crecimiento, $\sum v_{ji} = 0$, $\sum v_{ji} = 1 + (-1/Y) + (-1)*(-(-1-Y)/Y) = 0$. Sin embargo, la aplicación de la continuidad para el proceso de respiración endógena muestra que la descripción del proceso, tal como está dada en la tabla, es incompleta (falta representar los productos de ese proceso).

Abajo de cada columna, se puede calcular la velocidad neta de reacción de cualquier componente i como resultante de los diferentes procesos j : $r_i \text{ neta} = \sum v_{ji} p_j$. Por ejemplo, la velocidad neta de utilización de oxígeno (r_{O_2}) debido al consumo ocasionado, tanto por el crecimiento como por la respiración endógena, será dada por la siguiente expresión:

$$r_{O_2} = -\frac{1-Y_H}{Y_H} \frac{\mu_H S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} X_H + \frac{b_H S_{O_2}}{K_{O_2,H} + S_{O_2}} X_H$$

La velocidad neta de reacción es uno de los términos del balance de materia; falta añadir los términos de transporte y de acumulación para tener el balance completo. Por ejemplo, en el caso de un reactor de mezcla completa sin recirculación, los balances de biomasa activa X_H , y de sustrato S_s vienen dados por el siguiente sistema de ecuaciones diferenciales simultáneas:

$$\frac{dX_H}{dt} = (+1) \frac{\mu_H S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} X_H + (-1) \frac{b_H S_{O_2}}{K_{O_2,H} + S_{O_2}} X_H + \frac{Q}{V} (X_{H,1} - X_H)$$

$$\frac{dS_{DQO}}{dt} = -\frac{1}{Y_H} \frac{\mu_H S_{DQO}}{K_{DQO} + S_{DQO}} X_H + \frac{Q}{V} (S_{DQO,1} - S_{DQO})$$

El índice "1" indica los valores en el afluente. V es el volumen del reactor y Q el caudal de aguas residuales; t representa el tiempo.

La necesidad de programas para resolver los sistemas de ecuaciones se aprecia con este ejemplo simple, y aún más cuando se escribe la totalidad de los balances para los i

componentes, y cuando además se utilizan expresiones cinéticas no simplificadas, como el modelo de Monod.

Funciones de activación y desactivación

Para ilustrar estas nociones se toma como ejemplo la expresión cinética utilizada en el ASM 1 para el proceso de crecimiento heterótrofo en medio anóxico.

$$\frac{dX_H}{dt} = \mu_{H,\max} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{K_{O_2,H}}{K_{O_2,H} + S_{O_2}} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \eta_g X_H$$

Donde:

XH: biomasa heterotrofa activa

SS: sustrato orgánico rápidamente degradable

SO₂: concentración de oxígeno disuelto

SNO: concentración de nitrato

ng: factor de corrección de crecimiento en medio anóxico.

t : tiempo

KS, KO₂H, KNO: constantes de semi-saturación o de activación/desactivación

El crecimiento heterotrofo en un tanque anóxico ocurre con una velocidad que aumenta con la concentración de sustrato (DQO) y de nitrato presentes en el reactor, mientras que es perjudicado por cualquier presencia de oxígeno disuelto. Para representar este efecto se utilizan funciones matemáticas de activación y desactivación (ON/OFF), siendo los valores de las constantes de semi-saturación, K, cantidades pequeñas. La función $K_{O_2,H}/(K_{O_2,H} + S_{O_2})$ ocasiona que las altas concentraciones de oxígeno disuelto provoquen una tendencia de la tasa de crecimiento a cero (desactivación), mientras que la presencia nula de O₂ permite que la función llegue a su máximo que es 1 (activación). En el caso de la función $S_{NO}/(K_{NO} + S_{NO})$ con respecto a los nitrato,

ocurre lo contrario; la activación se realiza en altas concentraciones de nitrato mientras que la desactivación está relacionada con la ausencia del mismo compuesto. Estas dos formas de funciones representan los dos tipos que se utilizan en las expresiones cinéticas, para traducir el efecto de varios parámetros. Aunque se parecen a la ecuación de Monod, se utilizan por su conveniencia matemática, sin que necesariamente haya algún tipo de fundamento biológico.

La selección de un pequeño valor para las constantes K suele realizarse para lograr predecir de forma correcta la producción de fango (lodo) y la demanda de oxígeno (se determinan mediante calibración a escala real y por oposición a varios parámetros cinéticos que se determinan en estudios de laboratorio).

Existen varias versiones modificadas del modelo ASM1 donde los autores extienden la utilización de las funciones de activación para tomar en cuenta algún parámetro que haya demostrado un efecto significativo en un caso específico (pH, Alcalinidad, etc.).

Tabla 4.4 Matriz del modelo ASM1 (Cheikh Fall, El Modelo de ASM1 de Lodos Activados, 2011).

Componente	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Cinética
i	Proceso	S ₁	S ₂	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	X ₅	S ₈	S ₉	S ₁₀	S ₁₁	X ₁₂	S ₁₃	
1	Crecimiento aerobio de heterotrofas		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$\frac{1-Y_H}{Y_H}$			-iXB		$-\frac{iXB}{14}$	$\mu_{MH} \left(\frac{S_2}{K_{S1} + S_2} \right) \left(\frac{S_{10}}{K_{MH} + S_{10}} \right) X_{2,H}$
2	Crecimiento anóxico de heterotrofas		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$			-iXB		$-\frac{1-Y_H}{14+2.86Y_H} - \frac{iXB}{14}$	$\mu_{MH} \left(\frac{S_2}{K_{S1} + S_2} \right) \left(\frac{K_{MH}}{K_{MH} + S_{10}} \right) \left(\frac{S_{11}}{K_{MH} + S_{11}} \right) \eta_K X_{2,H}$
3	Crecimiento aeróbico de autotrofas						1		$-\frac{4.57-Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$		$-iXB - \frac{1}{Y_A}$		$-\frac{iXB}{14} - \frac{1}{7Y_A}$	$\mu_{MA} \left(\frac{S_{11}}{K_{S11} + S_{11}} \right) \left(\frac{S_{12}}{K_{S11} + S_{12}} \right) X_{3,A}$
4	Decaimiento de heterotropas				1-f _p	-1		f _p					iXB-f _p iXB		$b_H X_{2,H}$
5	Decaimiento de autotrofas				1-f _p	-1		f _p					iXB-f _p iXB		$b_A X_{3,A}$
6	Amonificación de nitrógeno orgánico soluble										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_u S_{11} X_{2,H}$
7	Hidrólisis de orgánicos atrapados		1		-1										$k_u \frac{X_2 / X_{2,H}}{K_c + X_2 / X_{2,H}} \left[\left(\frac{S_{10}}{K_{MH} + S_{10}} \right) + \eta_K \left(\frac{K_{MH}}{K_{MH} + S_{10}} \right) \left(\frac{S_{11}}{K_{MH} + S_{11}} \right) \right] X_{2,H}$
8	Hidrólisis de nitrógeno orgánico atrapado											1	-1		$\rho(X_{10}/X_2)$
Tipos de conversión observados (ML ⁻³ T ⁻¹)		$\eta = \sum_i v_i \rho_i$									$\eta = \sum_i v_i \rho_i$				
Parametros estequiométricos: Rendimiento heterótrofo: Y _H Rendimiento Autótrofo: Y _A Fracción de biomasa de productos particulados: f _p Masa N / Masa DQO en biomasa: i _{XB} Masa N / Masa DQO en productos de biomasa: i _{XP}		Materia inerte colible mgDQO/L	Sustrato fácilmente biodegradable mgDQO/L	Materia inerte particulada mgDQO/L	Sustrato lentamente biodegradable mgDQO/L	Biomasa heterotrofa activa mgDQO/L	Biomasa autótrofa activa mgDQO/L	Productos particulados resultantes de la descomposición de la biomasa mgDQO/L	Oxígeno (DQO negativo) mgO ₂ /L	Nitratos y nitritos mgN/L	NH ₄ +NH ₃ nitrógeno mgN/L	Nitrógeno orgánico soluble biodegradable mgN/L	Nitrógeno orgánico particulado mgN/L	Alcalinidad-Mol	Parametros Cinéticos: Decaimiento y crecimiento heterótrofo: $\mu_H, K_S, K_{MH}, K_{NO}, b_H$ Decaimiento y crecimiento Autótrofo: $\mu_A, K_{NH}, K_{OA}, b_A$ Factor de corrección para el crecimiento anóxico de heterótrofos: η_K Amonificación: k_u Hidrólisis: K_c Factor de corrección para hidrólisis anóxica: ρ_K

4.4.1.1 La DQO fraccionada como parámetro de caracterización

Se propuso utilizar la demanda química de oxígeno, porque es el único que permite establecer una liga clara entre los equivalentes de electrones entre el sustrato orgánico, la biomasa activa y el oxígeno utilizado (Task group 1987, Uday Cokgo 1998). Además es el parámetro medible más común en relación a las sustancias orgánicas.

La demanda química de oxígeno (DQO) Es la cantidad de oxígeno que sería necesaria para oxidar mediante reacciones químicas todos los compuestos inestables presentes en una muestra de agua, incluyendo el material biodegradable. Es un índice de la cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos (no necesariamente dañinos o tóxicos) presentes en un efluente.

La prueba de DQO es además rápida y repetible. La materia orgánica biodegradable puede representarse dividiéndola en dos grupos. Los dos grupos fueron identificados como la fracción de DQO fácilmente biodegradable y su contraparte lentamente biodegradable.

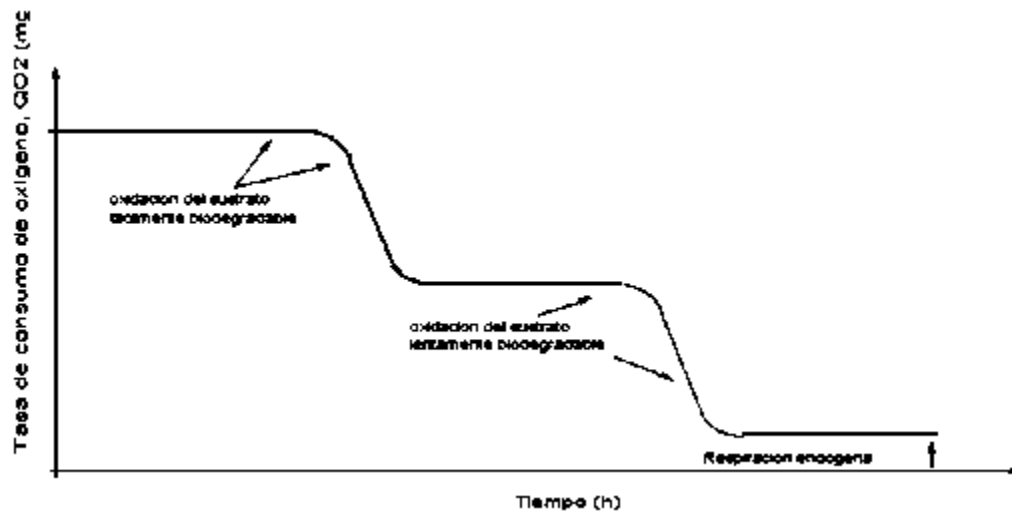


Figura 4.1 Respirograma de un agua residual en batch (Cheikh Fall, 2011)

4.4.2 Modelo ASM1 del proceso de lodos activados

El modelo ASM1 fue desarrollado por el *Task group* en 1987 (Jeppsson, 1996). Tiene como propósito simular la degradación de la materia orgánica así como la nitrificación y desnitrificación de los procesos de lodos activados. El modelo fue presentado utilizando la notación matricial y cuenta con:

- 13 componentes en total: 7 disueltos y 6 de partículas
- 9 procesos: 3 de crecimiento, 2 de decaimiento y 4 de hidrólisis.

Los componentes del modelo ASM1

Son 13 componentes que incluyen 7 disueltos y 6 con una forma de partículas. Dentro de los 13 componentes los 7 primeros se relacionan con las sustancias carbonosas del agua y del lodo (medidos en DQO) mientras que existen 4 constituyentes nitrogenados además del oxígeno y de la alcalinidad. El parámetro de alcalinidad no es esencial al modelo, es sólo una información adicional añadida para permitir detectar indirectamente los riesgos de cambio en el pH.

El material carbonoso del modelo está dividido en un primer tiempo en DQO biodegradable, DQO no biodegradable (materia orgánica inerte) y biomasa.

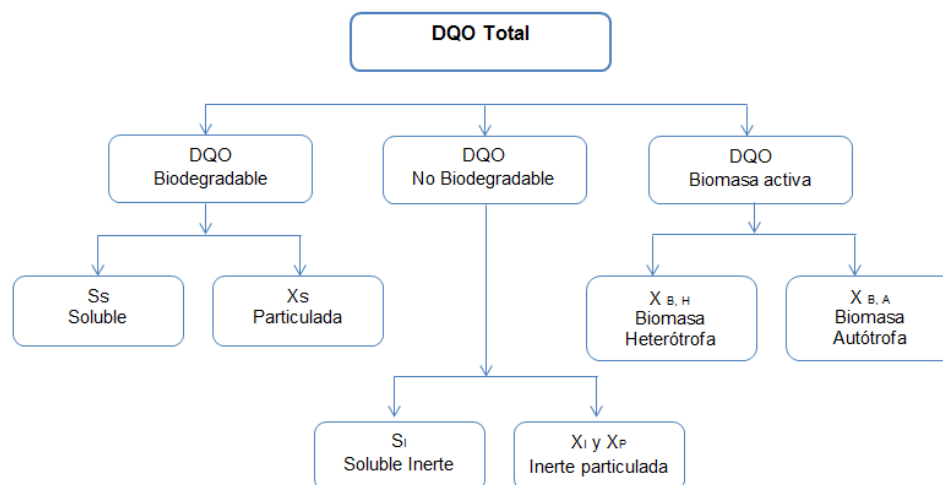


Figura 4.2 Fragmentación de la DQO en el ASM1 (Jeppsson, 1996).

La parte biodegradable está luego dividida en una fracción rápidamente biodegradable (S_s soluble) y en una fracción lentamente biodegradable (X_s , particulada). Se toma como hipótesis que la fracción rápidamente biodegradable está compuesto de materia orgánica soluble que se adsorbe y metaboliza rápidamente por los microorganismos mientras que la fracción X_s compuesta de partículas, coloides y materia orgánica compleja, sufre una hidrólisis enzimática antes de poder ser adsorbida. En realidad, la fracción lentamente biodegradable incluye compuestos orgánicos solubles difícilmente biodegradables que se tratan como si fueran materia particulada.

La fracción no biodegradable de la DQO está dividida en una fracción soluble inerte (S_i) y en una fracción particulada (X_i). Los dos no son afectados por el proceso. Si abandona la planta con el efluente del sedimentador secundario mientras que X_i se enreda en el lodo purgado y contribuye a los sólidos volátiles (SSV).

La biomasa activa se divide en dos tipos de grupos de microorganismos: heterótrofos ($X_{B,H}$) y autótrofos ($X_{B,A}$). Por ende, una variable adicional, X_p , está introducida para modelar la fracción inerte de productos procedentes del decaimiento de la biomasa. En la realidad, no se puede diferenciar X_p de X_i en el lodo (Cheikh Fall).

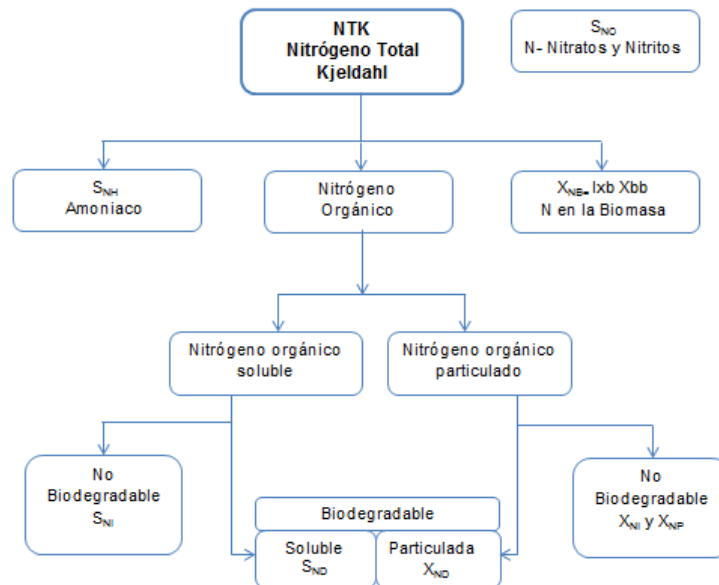


Figura 4.3 Componentes nitrogenados del agua residual.

Fragmentación del material nitrogenado

El nitrógeno total presente en el sistema incluye por un lado los nitratos y nitritos (S_{NO}) y por otro el nitrógeno total de Kjeldahl (NTK). Los nitratos y nitritos se combinaron en un solo componente para simplificar el modelo.

El nitrógeno total de Kjeldahl se fragmenta en nitrógeno amoniacal (S_{NH} , que incluye el $N-NH_4+$ y $N-NH_3$), nitrógeno orgánico y nitrógeno contenido en la biomasa. De forma idéntica a la materia orgánica carbonosa (DQO), el nitrógeno orgánico se divide en una fracción soluble y otra particulada, cada uno teniendo su fracción biodegradable y no biodegradable. Son únicamente las fracciones biodegradables, soluble (S_{ND}) y particulada (X_{ND}), que aparecen de forma explícita en el modelo. El nitrógeno de la biomasa activa (X_{NB}) se toma en cuenta de forma indirecta en el sentido que el decaimiento produce nitrógeno orgánico particulado biodegradable. El nitrógeno orgánico asociado a la fracción de productos inertes particulados (X_{NP}), así como el N asociado a la fracción inerte de materia orgánica (X_{NI}) se pueden calcular fácilmente, aun si no se muestran en la matriz del modelo (Cheikh Fall)

4.4.2.1 Los procesos del modelo ASM1

El ASM1 original incluye 8 procesos que se pueden reagrupar en cuatro tipos:

- Procesos de crecimiento
- Procesos de decaimiento
- Procesos de hidrólisis de partículas enredadas en los bio-flocs
- Proceso de amonificación

Los diferentes procesos se mencionan a continuación:

1. Crecimiento aerobio de los heterótrofos.
2. Crecimiento anóxico de los heterótrofos.
3. Crecimiento aerobio de los autótrofos.
4. Decaimiento de los heterótrofos.
5. Decaimiento de los autótrofos

6. Amonificación del nitrógeno orgánico soluble.
7. Hidrólisis de la materia orgánica.
8. Hidrólisis del nitrógeno orgánico particulado.

4.4.2.2 Datos generales para la modelación

Componentes de un modelo ASM para plantas de tratamiento.

Modelo de flujo: Describe los componentes hidráulicos de la planta

Modelo biocinético: Describe la transformación y eliminación de C, N y P.

Caracterización del influente: mediciones de parámetros (IWA, 2010).

Tabla 4.5 Datos requeridos para modelar un sistema de tratamiento de agua.

Parámetro	Unidad	Comentarios
Gasto medio	m ³ /d	Gasto del influente
Recirculación de lodos	m ³ /d	RAS de toda la planta
Edad de lodos	D	Tiempo de retención celular
Temperatura	°C	Temperatura a la que se opera
Número de tanques		Número de tanques según los planos
Volumen de tanques	m ³	Volumen de cada tanque

Tabla 4.6 Datos requeridos para el modelo ASM1 (IWA, 2010).

Tipo de datos	Requisitos
Datos de entrada	Gasto del influente
	Orgánicos del influente
	DQO
	SST,SSV
	Nutrientes del influente
Datos Físicos	NTK $\text{NH}_4\text{-N}$
	PT $\text{PO}_4\text{-P}$
	Volumen y dimensiones de los tanques
	Sentido del flujo y comportamiento hidráulico
	Equipo (aireador, mezclador, bombas)
Operación	Diagrama de tuberías e instrumentos
	características del tren de tratamiento de lodos
Rendimiento	Puntos de control
	Otras estrategias de control
	Gasto de efluente
	Orgánicos del efluente
	DQO
	SST
	Nutrientes del efluente
	NTK $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_x\text{-N}$
	PT $\text{PO}_4\text{-P}$
	Alk
	Licor mezclado
producción de lodos	
OD	
Temperatura	

Los modelos matemáticos para tratamientos de agua residual y la simulación de procesos son esenciales para describir, predecir y controlar complicadas interacciones, debidas al alto número de reacciones y microorganismos involucrados en los sistemas biológicos. Entre otras aplicaciones, la modelación permite predecir la calidad del efluente, la demanda de oxígeno y la producción de lodo en respuesta a las variaciones del influente. Por ello, la modelación es considerada como una herramienta en el análisis de gran utilidad para indicar los resultados de las modificaciones de las condiciones de operación de los sistemas.

La modelación constituye un instrumento de apoyo en la toma de decisiones de los administradores de plantas de tratamiento.

4.4.3 **Ventajas y desventajas de la modelación dinámica (Cheikh, 2011)**

- La modelación dinámica permite predecir la calidad del influente, la demanda de oxígeno y la producción de lodos en respuesta a las fluctuaciones.
- El modelo se puede usar para fines de diagnóstico, proyección, comparación de variantes, probar cambios de operación, evaluación de las prácticas actuales, optimización de operación y gastos así como para capacitación del personal.
- Se puede optimizar la configuración y el funcionamiento de una PTAR, así como responder a preguntas respecto a su capacidad e impactos de modificaciones proyectadas.
- Con la modelación se pueden realizar estudios sin perturbar el funcionamiento de la planta ni poner en riesgo los equipos.

Entre algunas limitaciones se encuentra que pueden ser caros y consumir mucho tiempo para desarrollarlos y probarlos, además pueden ser mal comprendidos debido a su complejidad matemática.

Tienden a relegar el papel y valor de la información no cuantificable. Esto sucede porque los modelos cuantifican la realidad para el tomador de decisiones y a menudo tienen suposiciones que simplifican exageradamente las variables del mundo real.

Aunque aún no puede hablarse de la modelación general de todo el proceso de los BRM y mucho menos de la optimización final de la tecnología, se ha avanzado en la descripción de manera particular de muchos de los mecanismos y fenómenos presentes en estos sistemas, e incluso algunas de las interacciones existentes.

Analizando la literatura enfocada hacia los temas de la modelación de los BRM pueden observarse diversos modos de afrontar el problema. Tomando como punto de partida los modelos convencionales más conocidos de la propia teoría de la filtración o de aquellos provenientes de otras tecnologías que utilizan la filtración con membrana.

Los estudios actuales se orientan sobre todo, al desarrollo matemático de los aspectos siguientes (González *et al.*, 2014):

1. Modelación de la cinética de los procesos de remoción de sustratos.
2. Modelación de los mecanismos de colmatación de la membrana.
3. Modelación de la disminución del caudal durante la filtración y el incremento de la resistencia a la filtración.
4. Modelación de la colmatación producida por determinados elementos (proteínas, polisacáridos, biomasa, entre otros), tanto de manera independiente como conjugada.
5. Modelación de la evolución de los mecanismos de colmatación a corto y largo plazo.
6. Modelación de la generación por parte de la biomasa de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) y productos microbianos solubles (PMS).
7. Modelación de la degradación de determinados compuestos sintéticos
8. Adecuación a los BRM de modelos propuestos para el proceso clásico de lodos activados.

La comprensión y optimización de un sistema tan complejo como son los BRM es difícil y requiere de un gran consumo de tiempo. Sin embargo una alternativa para cuando se estudia este tipo de sistema lo constituye la modelación matemática.

4.4.4 Simulación

La simulación de procesos de tratamiento de aguas residuales es eficiente y flexible, puede ser usada para analizar y sintetizar una compleja y extensa situación. Permite trabajar en condiciones similares a las reales, pero con variables controladas y en un entorno que se asemeja al real, con el fin de estudiar y comprobar el comportamiento del sistema y que nos ofrezca resultados factibles. Permite corregir o evitar fallos sin que el proceso existente sea manipulado, con esto se pueden obtener varias alternativas para la toma de decisión. Para que los resultados producto de la simulación nos arrojen resultados confiables es necesario tener un buen modelo de simulación además de alimentarlo con datos precisos y reales, para la simulación es necesario analizar todos los datos.

Durante las últimas décadas, se ha desarrollado un gran número de programas de simulación para la aplicación de modelos específicos de los sistemas ambientales y en particular para la simulación de la operación de sistemas de tratamiento de aguas residuales (Reichert P., 2006). Debido al número de ecuaciones que manejan los modelos actuales sería complejo hacer estos cálculos por lo que es necesario la ayuda de un paquete computacional que permita realizar estas operaciones de forma rápida y precisa.

Un simulador con la aplicación de modelos de plantas de tratamiento de aguas residuales debe servir como (Beck M., 1999):

- Ayuda en el diseño de (partes de) las plantas de tratamiento,
- Entrenamiento de operadores de plantas de tratamiento de aguas residuales
- Asistente operacional (operación, análisis de datos y estrategias de control),
- Optimización e Identificación de problemas de las plantas de tratamiento existentes,

Tabla 4.7 Clasificación de los simuladores modificada (Vanrolleghem *et al.*,1994)

Nombre	Académico		Industria		Proveedor
	Analista de programas informáticos	de Investigador	Consultor	Ingeniero operador del proceso	
Aquasim	X	X	-	-	EAWAG
AS40	-	X	X	-	Aquasystem
Asim	X	X	-	-	EAWAG
Biowin	-	X	X	-	EnviroSim Associates Ltd.
Capdetworks	X	X	X	X	Hydromantis
Crispism	-	-	-	X	CEIT
Daisy	-	X	X	-	CEIT
Efor	-	X	X	-	EFOR Aps
GPS-X	X	X	X	X	Hydromantis
					Otterpohl Wasserkonzepte
Simba	-	X	X	-	GbR
Simstep	-	-	-	X	?
Simworks	-	X	X	X	Hydromantis
SSSP	-	-	X	-	Prof. Grady
UCT	-	X	X	-	Prof. Ekama

4.4.5 GPS-X

Creado por Hydromantis, Inc., GPS-X es un programa diseñado e para el modelado y simulación de las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales. Es útil para el modelado matemático, simulación, optimización y resolución de problemas específicos de plantas de tratamiento de aguas residuales. Da la posibilidad al usuario de unir y acoplar un modelo de, introducir los datos de caracterización de influentes y ejecutar simulaciones, predecir la calidad del efluente en diferentes condiciones, planificación y el análisis del comportamiento de la planta.

Ofrece grandes ventajas para su manejo:

Tablero de dibujo

Crea modelos, simplemente arrastrando los procesos unitarios y conectándolos

Biblioteca completa de Modelos de Procesos Unitarios

GPS-X contiene la biblioteca más grande de los modelos de procesos de la industria, que cubren una amplia gama de tratamientos de líquidos y sólidos.

Contiene un gran número de modelos biológicos cubre todos los procesos de tratamiento comunes para el carbono, el nitrógeno, el fósforo y el control d pH.

Interfaz de Simulación simplificada

Permite el acceso de forma rápida y fácil de los resultados de las simulaciones, además los datos de salida están disponible para ser visto, copiado y / o impreso.

Las características principales del programa son (Guzmán, 2010)

- Modelo adaptable abierto (el usuario puede cambiar modelos, cambiar formas del interfaz y agregar los modelos nuevos).
- Módulo automático del análisis de sensibilidad de la fase en estado estacionario, del tiempo dinámico y del proceso dinámico de la fase.
- Optimización para los modelos de calibración del módulo (es decir: valoración del parámetro) y procesos óptimos.
- Módulo de valoración del proceso dinámico para la valoración de parámetros de tiempo variable usando datos en línea o históricos.

El programa es una herramienta de modelado de fines generales. Su interfaz está basada en los siguientes modelos:

- ASM1: Modelo de lodos activados #1, estándar internacional para transformaciones y eliminación de carbono-nitrógeno.

- ASM2d: Modelo de lodos activados #2d, que incluye la transformación de carbono, nitrógeno y el fósforo.
- ASM3: El modelo reciente de carbono-nitrógeno de la IWA Task Group.
- Mantis: versión Hydromantis de ASM1 que contiene una modificación que describe con precisión la desnitrificación aerobia.
- Twostepmantis: Variación en el modelo Mantis, con dos fases de la nitrificación.
- New General: ASM1 ampliado a la eliminación biológica de fósforo (modelo Dold publicado en 1997).
- Prefermenter: Modelo para la generación de ácidos grasos volátiles para los procesos de eliminación biológica de fósforo.

El GPS-X puede ayudar a mejorar el diseño y la eficiencia de sistemas tanto sistemas existentes o un nuevo servicio. El programa es un sofisticado simulador en pantalla con deslizadores, interruptores, y los controles que imitan el funcionamiento de cualquier planta. Dentro del GPS-X es necesario especificar las características del influente (por ejemplo, DQO, DBO, SST y NTK) junto con varios coeficientes estequiométricos para describir la relación entre la DBO y DQO (Takács, 2007).

El GPS-X nos permite:

- Determinar la capacidad máxima de las instalaciones existentes (incluyendo el pre-tratamiento y el tratamiento terciario).
- Minimizar los gastos de capital mediante la evaluación de los proyectos de las planta de tratamiento.
- Optimizar las plantas de tratamiento existentes por diferentes estrategias de control de las modificaciones del proceso.
- Ayudar en el diseño de nuevas plantas de tratamiento de aguas residuales.
- Evaluar múltiples escenarios de manera eficiente.

El programa es utilizado como herramienta de entrenamiento en el diseño de plantas de tratamiento, pero el uso del programa para la investigación ha rendido excelentes resultados como auxiliar en la simulación de los procesos de tratamiento de agua residual.

5 METODOLOGÍA

Para la construcción del modelo digital y la simulación del biorreactor se utilizó el software GPS-X versión 6.5. La razón principal del empleo del GPS-X 6.5 para la simulación de sistemas de tratamiento es la versatilidad de uso del programa, además de utilizar las constantes cinéticas de los modelos ASM1, ASM2d y ASM3 establecidos por la IWA (Guzman, 2010).

El primer paso para poder cumplir con los objetivos planeados es la descripción del proceso y la recolección de datos del efluente que va a ser tratado, para el caso de la simulación es un efluente acuícola de los lodos provenientes de un RAS.

5.1 Descripción del Proceso

El diseño experimental fue integrado por un BRM alimentado con una descarga de lodos de un sistema acuícola con recirculación de cultivo de tilapia ubicado en el Laboratorio de biología acuática perteneciente a la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

El BRM a escala de laboratorio en el que un módulo de membranas planas de polifloruro de vinilideno (PVDF) está sumergido en un recipiente de acrílico con un volumen útil de 70L, el cual tiene forma cilíndrica con diámetro de 0.5 m. En la parte inferior se encuentra un difusor de aire circular de burbuja fina. El módulo de membranas está colocado en el centro del reactor y encima del difusor de aire.

Tabla 5.1 Características de la membrana utilizada en el Biorreactor de membranas sumergidas.

Concepto	Dimensión	Unidad
Diámetro de poro	0.14	μm
Número de hojas del módulo	8.00	pieza
Espacio entre hojas	12	μm
Área de filtración	0.20	m^2
Densidad de area	54	m^2/m^3
Resistencia nominal	1×10^{12}	m^2/m^3

El sistema de cultivo cuenta con 4 tanques de 7.9 m^3 cada uno, en los cuales se cultiva tilapia (*Oreochromis sp.*), con una densidad de cultivo de 10 a $20 \text{ kg}/\text{m}^3$, con tallas que van desde los 150 a 400 g.

El agua que sale de los tanques de cultivo se hizo pasar por un sistema de filtración por gravedad empacado con una fibra sintética de polietileno para la retención de los sólidos. Una fracción de los lodos extraídos (150 L) en la operación de lavado del medio de filtración, se utilizaron para la preparación del influente (sustrato) del BRM.

Se trabajó con diferentes concentraciones de lodos en el influente del BRM expresados como carga orgánica másica: 0.05, 0.1, 0.2, 0.3 y $0.5 \text{ g}_{\text{DQO}}/\text{g}_{\text{SSV}} \cdot \text{d}$. Para llegar a este valor los lodos fueron mezclados con agua proveniente del RAS.

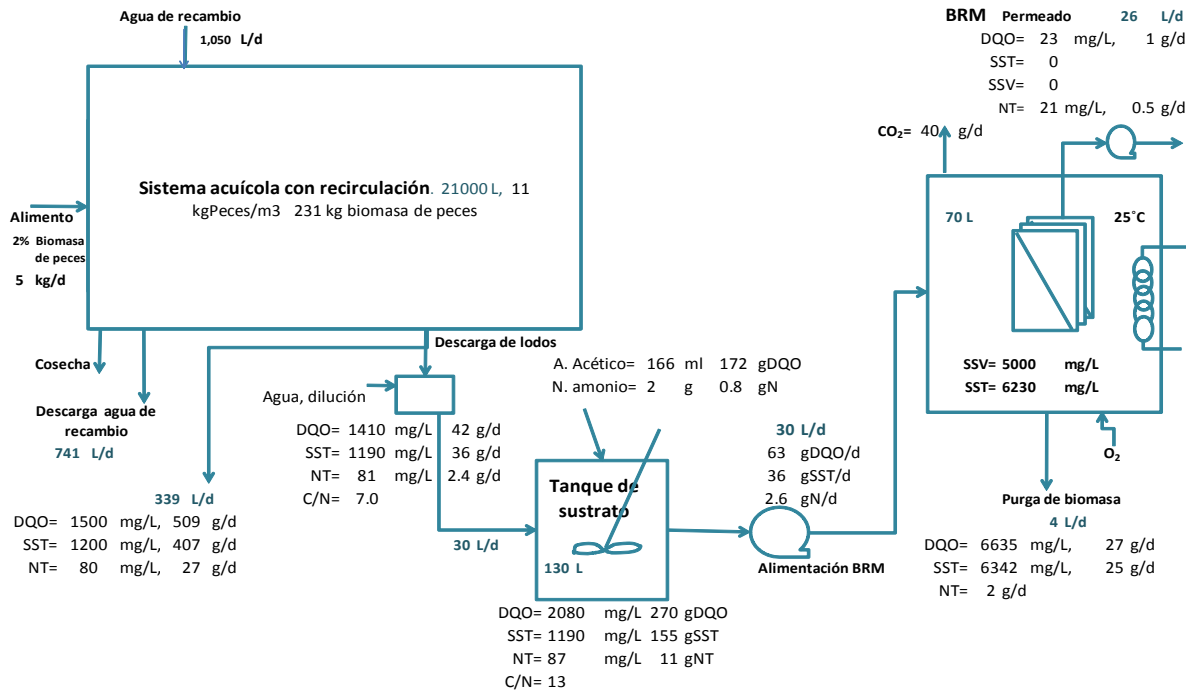


Figura 5.1 Diagrama general de proceso para el tratamiento de los lodos de desecho del sistema acuícola con recirculación (RAS), mediante el biorreactor de membranas sumergidas (BRM) (Negra, 2015).

Durante el trabajo se controló la concentración de oxígeno disuelto mayor a 2 mg/L (la tasa de aireación está determinada por las necesidades de aireación de la membrana para control de la colmatación) y por la concentración recomendada para el proceso biológico, otros parámetros que se verificaron fue el pH entre 7.8 y 8.3, para lo cual se manejaron dosificaciones en el contenedor del influente (sustrato) del BRM, de solución de NaOH 5N o de H₂SO₄ 1N según fuera el caso para ajustar el pH (Negra, 2015). Además se operó en estas condiciones hasta alcanzar la concentración de biomasa expresada como sólidos suspendidos volátiles (SSV) en un rango de trabajo de un BRM, en este caso 5000 mg/L de SSV (Haandel *et al.*, 2007).

Una de las principales ventajas de la aplicación del BRM es el amplio rango de condiciones operacionales en términos de concentración de sustrato sin afectar de la calidad del efluente tratado.

5.2 Datos para la simulación

La tecnología y los sistemas utilizados en la acuicultura han progresado aceleradamente en los últimos 50 años. Varían desde unos muy sencillos hasta otros de alta tecnología (como los sistemas cerrados de producción intensiva para exportación). Gran parte de la tecnología que se utiliza en la acuicultura está basada en modificaciones que incrementan las tasas de crecimiento y supervivencia. (FAO, 2015)

Para llevar a cabo la simulación de los procesos biológicos con el programa GPS-X fue necesario contar con ciertos parámetros de la caracterización del agua del efluente acuícola a tratar. Los lodos concentrados del sistema de filtración del RAS, se llevaron a la concentración para ajustar las cargas orgánicas de operación del BRM (0.05, 0.1, 0.2, 0.3 y 0.5 gDQO/gSSV·d. Se desea remover eficientemente en el BRM es el nitrógeno amoniacal, se verificó su concentración en los lodos de desecho, manteniéndolo con valores entre 5 y 10 mg/L. En caso necesario se adiciona nitrato de amonio para ajustar la concentración a 7 mg/L. Para alcanzar una relación carbono/nitrógeno (C/N) adecuada (alrededor de 15 DBO5/N) se utilizó como fuente de carbono exógena el ácido acético (50 %, grado técnico, Golden Bell®)

Tabla 5.2 Preparación del sustrato para alimentación del Biorreactor de membranas sumergidas (BRM) a partir de los lodos del sistema acuícola con recirculación (RAS)(Negra, 2015)

Carga orgánica ($g_{DQO}/g_{SSV} \cdot d$)	Flujo de sustrato al BRM (L/d)	SST en lodos del RAS (mg/L)	DQO en lodos del RAS (mg/l)	Ácido acético (ml/d)	Nitrato de amonio (g/d)	DQO total del sustrato al BRM (mg/L)
0.05	29	552	585	8	0.7	728
0.1	33	608	819	20	1.4	1122
0.2	34	1194	1414	43	1.3	2083
0.3	34	1624	2416	51	1.4	3063
0.5	33	2425	4013	52	1.9	5133

DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos suspendidos totales, DBO₅ = demanda bioquímica de oxígeno, NT = Nitrógeno total, C/N = Relación Carbono/Nitrógeno.

Se mantuvo una concentración de 5000 mg/L de SSV, esta concentración de biomasa corresponde a los niveles de trabajo de un biorreactor de membranas sumergidas (Haandel et al., 2007). La relación SSV/ SST se mantuvo alrededor de 0.8 lo que indica una concentración de biomasa adecuada para los propósitos del biorreactor. En los resultados también se puede observar que se alcanzó una eficiencia global de la remoción de DQO del 98% con un efluente completamente libre de sólidos en suspensión, esto implica un efluente de muy alta calidad. Estos resultados demuestran que el BRM puede responder eficientemente a las necesidades de tratamiento que se requieren para tratar los lodos producto de la operación del RAS para cultivos acuícolas de alta densidad (Negra, 2015).

5.3 Construcción y declaración del modelo digital

La construcción del modelo se llevó a cabo en el programa GPS-X 6.5 de Hydromantis. Se utilizó la base de datos carbono-nitrógeno (cnlib), el modelo del influente (tsscod) y el modelo biológico ASM1 de la IWA para poder simular y analizar el comportamiento del BRM.

Con el GPS-X 6.5 se estructuró el modelo físico del sistema de tratamiento. Consta de una influente (Sustrato), de un biorreactor (BRM) y de una descarga (efluente).

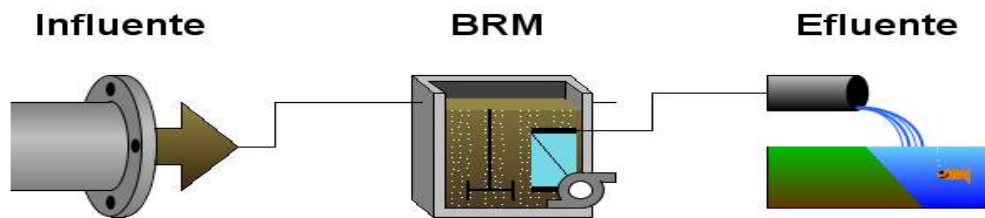


Figura 5.2 Tren de tratamiento para el agua residual proveniente de un RAS

El programa GPS-X 6.5 contiene una amplia biblioteca de modelos y librerías por lo tanto involucra una gran cantidad de parámetros, coeficientes estequiométricos y cinéticos de los procesos.

Una vez construido el modelo digital fue alimentado con la caracterización del influente y el flujo.

Tabla 5.3 Datos de entrada del usuario de la composición del influente para el modelo biológico ASM1 en GPS- X 6.5

Composición del Influyente		Unidades	
Cod	DQO total	gDQO/m ³	5133
X	Sólidos suspendidos totales	g/m ³	2425
Tkn	NTK total	gN/m ³	150
Variables Orgánicas			
Xba	Biomasa autotrófica activa	gDQO/m ³	1
Xu	Materia particulada no biodegradable de descomposición celular	gDQO/m ³	0.01
Oxígeno Disuelto			
So	Oxígeno disuelto	gO ₂ /m ³	0
Compuestos de nitrógeno			
SON	Nitrato y nitrito	gN/m ³	5
Snn	Dinitrógeno (nitrógeno molecular)	gN/m ³	0
Alcalinidad			
Salk	Alcalinidad	mol/m ³	7
Fracciones del Influyente			
Icv	Proporción XCOD / SSV	gDQO/gSSV	1.95
Fbod	Tasa DBO5 / DBOúltima	-	0.85
TSSCOD Coeficientes del Modelo			
Frsi	Fracción inerte de la DQO soluble	-	0.1
Frxs	Fracción del sustrato en la DQO particulada	-	0.8
Frxbh	Fracción heterotrófica de la DQO particulada	-	0
Fnh	Proporción amonio / NKT	-	0.1
Fxn	Proporción N orgánico particulado / N orgánico total	-	0.5
Ivt	Proporción SSV / SST	gSSV/gSST	0.8
ASM1 Fracciones de Nutrientes			
Ixbn	Contenido de N de la biomasa activa	gN/gDQO	0.086
Ixun	Contenido de N de la masa endógena / inerte	gN/gDQO	0.06

Es importante mencionar que no se contaba con todas las variables del modelo, por lo que fueron obtenidas mediante el Influent Advisor, herramienta del GPS-X que permite obtener variables de estado y variables compuestas del influente para la modelación, además muestra fácilmente cuando hay incongruencia en los datos de entrada del usuario para evitar errores en la simulación del sistema.

Las variables de estados son calculadas con base en las concentraciones y estequiometría que se introducen por el usuario. Las variables compuestas se calculan a partir de las variables de entrada del usuario y las variables de estado. A medida que los datos se introducen en la columna de las entradas del usuario, las celdas variables de estado y compuesto de forma automática se actualizan. Estas variables son de suma importancia ya que son las que actúan sobre los procesos biológicos del modelo.

Para ver cómo se calcula un valor se hace clic en él y la fórmula se muestra en el cuadro de la ecuación en la parte inferior de la pantalla, los valores utilizados en la ecuación resaltan en la hoja de cálculo de manera que las celdas pueden ser fácilmente identificadas. Si se calcula un valor negativo el número se volverá rojo para facilitar su identificación. La corrección de los datos es una cuestión de ajustar los parámetros en la columna de las entradas del usuario para lograr alcanzar valores no negativos.

Tabla 5.4 Variables de estado de la composición del influente para el modelo biológico ASM1 en GPS- X.

Sólidos Suspendedos Inorgánicos			
Xii	sólidos suspendidos inorgánicos inertes	g/m^3	485
Organic Variables			
Si	Material orgánico soluble inerte"	$gCOD/m^3$	135
Ss	Substrato biodegradable disponible	$gCOD/m^3$	1215
Xi	Material orgánico inerte particulado	$gCOD/m^3$	755.6
Xs	Substrato lentamente biodegradable	$gCOD/m^3$	3026.4
Xbh	Biomasa heterotrófica activa	$gCOD/m^3$	0
Xba	Biomasa autotrófica activa	$gCOD/m^3$	1
Xu	Materia particulada no biodegradable de descomposición celular	$gCOD/m^3$	0.01
Xsto	Producto almacenado en las células	$gCOD/m^3$	0
Oxígeno Disuelto			
So	Oxígeno disuelto	gO_2/m^3	0
Compuestos de Nitrógeno			
Snh	Amoníaco libre e ionizado	gN/m^3	15
Snd	Nitrógeno orgánico biodegradable soluble	gN/m^3	67.5
Xnd	Nitrógeno orgánico biodegradable particulado	gN/m^3	22.1
Son	Nitrato y nitrito	gN/m^3	5
Snn	Dinitrógeno (nitrógeno molecular)	gN/m^3	0
Alcalinidad			
Salk	Alcalinidad	$mole/m^3$	7

Tabla 5.5 Variables de estado de la composición del influente para el modelo biológico ASM1 en GPS- X

6.5

Fracción Volatil			
lvt	Proporción SSV / SST	gVSS/gTSS	0.8
Composite Variables			
X	Sólidos suspendidos totales	g/m ³	2425
Vss	Sólidos suspendidos volátiles	g/m ³	1940
Xiss	Sólidos suspendidos inorgánicos totales	g/m ³	485
Bod	DBO5 carbonosa total	gO ₂ /m ³	3606
Cod	DQO total	gCOD/m ³	5133
Tkn	NTK total	gN/m ³	150
Variables Compuestas Adicionales			
Sbod	DBO5 carbonosa filtrada	gO ₂ /m ³	1032.8
Xbod	DBO5 carbonosa particulada	gO ₂ /m ³	2573.3
Sbodu	DBO carbonosa última filtrada	gO ₂ /m ³	1215
Xbodu	DBO carbonosa última particulada	gO ₂ /m ³	3027.4
Bodu	DBO carbonosa última total	gO ₂ /m ³	4242.4
Scod	DQO filtrada	gCOD/m ³	1350
Xcod	DQO particulada	gCOD/m ³	3783
Stkn	NTK filtrado	gN/m ³	82.5
Xtkn	NTK particulado	gN/m ³	67.5
tn	Nitrógeno total	gN/m ³	155

Otro dato que es fundamental para la simulación de cualquier sistema, es el flujo a tratar, el cual es de 33L/d y se introduce como un dato que se mantendrá constante.

Es necesario declarar variables de entrada y condiciones iniciales en el BRM, a partir de que son declaradas estas se procede a la simulación

Dentro de las variables de entrada se seleccionó el modelo ASM1 para el BRM y la opción del modelo donde no sea necesario lavado de la membrana y no haya incremento en la presión transmembranal (PTM) manteniendo un volumen fijo en el reactor (70L), esto debido a que en la

experimentación se controló a través del flujo que no hubiera ensuciamiento en las membranas ni incremento en la PTM.

El modelo también necesita datos físicos de la membrana y del reactor (tanque) que ya fueron mencionados anteriormente.

Se introdujeron las condiciones de operación de la membrana y del tanque que también fueron mencionadas con anterioridad y posteriormente se introdujeron los datos de la estequiometría de la variable compuesta, estequiometría del modelo y cinética fueron tomados de valores típicos. La verificación de la consistencia del proceso se declara en un tiempo de retención hidráulico de 1 a 100h y un rango de SST de 4000 a 10000 mg/L que son valores que entran en los rangos de operación de un BRM.

A partir de este paso el modelo fue calibrado manualmente para obtener resultados aproximados y compararlos con los resultados observados.

La calibración del modelo, también conocida como estimación de parámetros, se define como el proceso de ajuste de los parámetros del modelo de tal manera que la diferencia entre los resultados observados y simulados se minimiza. Cuando la diferencia entre de los parámetros observados y simulados es demasiado grande, se ajustan algunos de los parámetros del modelo, por lo general es mejor experimentar con ajuste manual de las variables de optimización.

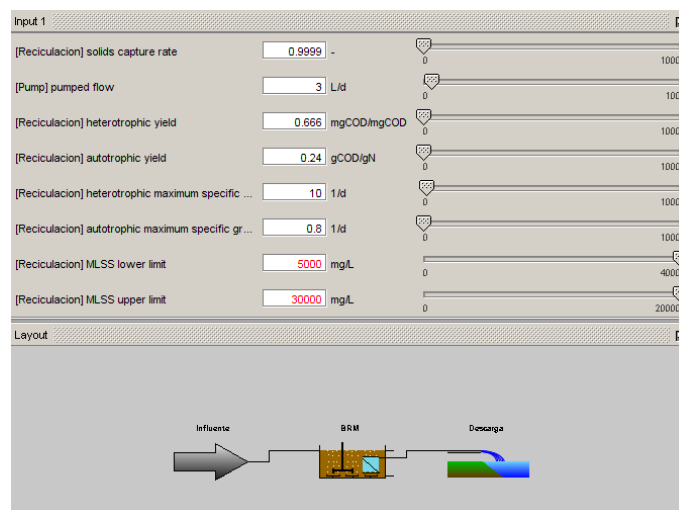


Figura 5.3 Interface para ajustar manualmente las variables de optimización

6 RESULTADOS

6.1 Estimación de parámetros y calidad del efluente

La simulación (con GPS-X 6.5) (Fig. 6.1) de un biorreactor con membranas sumergidas (BRM) bajo condiciones de operación específicas, haciendo la comparación con los datos observados en un experimento previo (Negra, 2015), para analizar la asimilación de nutrientes por las bacterias y la producción de biomasa, en un biorreactor de membranas sumergidas, acoplado a un sistema acuícola con recirculación. Las simulaciones fueron hechas para un estado estacionario, con condiciones de operación controladas.

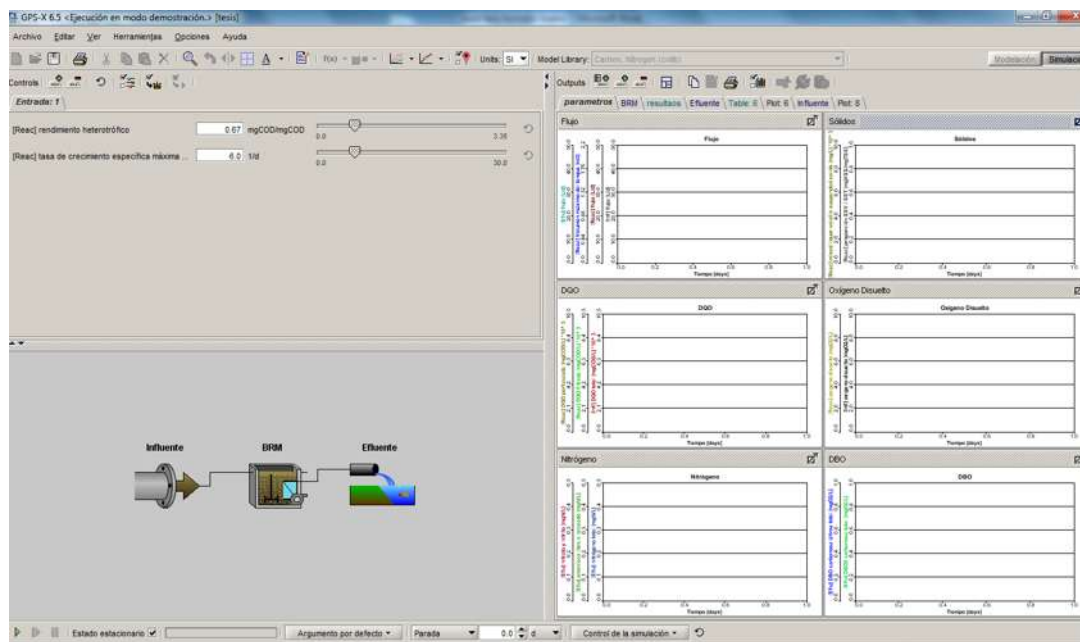


Figura 6.1 Interfase de simulación del software GPS-X 6.5 de Hydromantis.

Después de que el modelo se alimentó con las variables necesarias se procedió a la simulación para la obtención de datos que pudieran ser comparados con los observado entre ellos el comportamiento de los sólidos, la DQO, nitrógeno total, oxígeno disuelto.

6.1.1 Sólidos y biomasa

En los resultados de la simulación se observa similitud con los datos observados experimentalmente, manteniendo las concentraciones de los sólidos en valores adecuados para el

correcto funcionamiento del BRM. La concentración de biomasa en la suspensión del biorreactor se midió en forma de SSV los cuales llevan a cabo la degradación biológica de los contaminantes. Se mantiene una concentración de 6857.3 mgSST/L y 5518.9 mgSSV/L (Figura 6.2). Mantener concentraciones de SST en el BRM, adecuadas para su operación, permite garantizar la degradación de la materia orgánica, dándo como resultado un efluente de alta calidad.

La relación SSV/SST se mantiene con una proporción constante de SSV/SST, cercana a los 0.8 mgSSV/mgSST (Fig. 6.2). La importancia de que se mantenga esta relación estriba en que esto implica que la composición de la biomasa se mantiene cercana a la composición teórica de la biomasa bacteriana (Metcalf y Eddy, 2013).

La concentración de SSV se mantienen constante en el reactor a lo largo de la experimentación, por lo que la extracción corresponde a la biomasa producida como resultado de la utilización del sustrato. La purga de sólidos corresponde a la producción de biofloc.

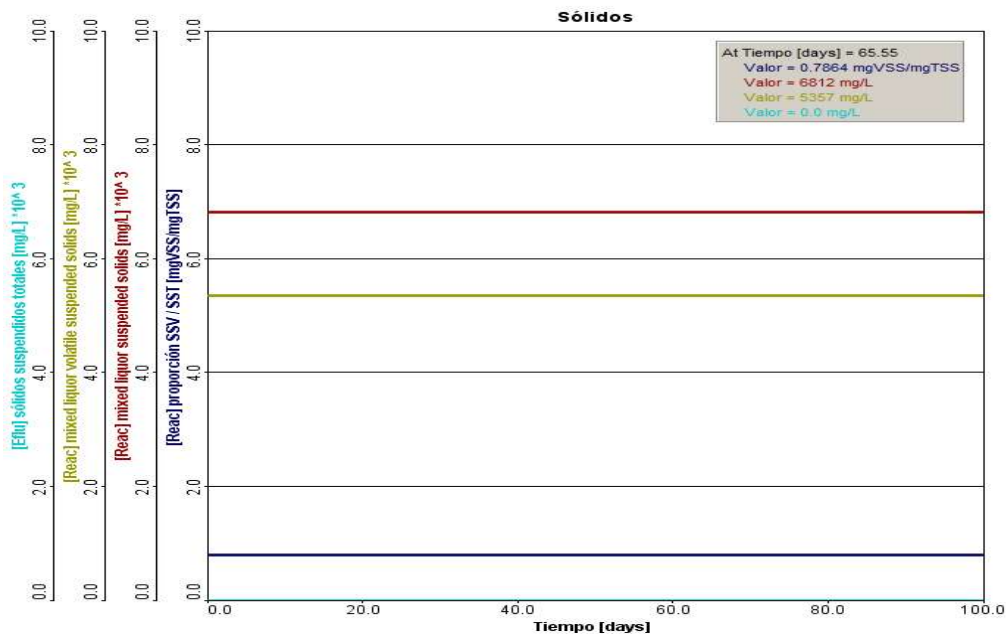


Figura 6.2 Relación de SSV/SST, SST, SSV en el BRM y SST en el efluente.

6.1.2 DQO

La DQO es uno de los parámetros más importantes de estimar, ya que es un indicador de la contaminación del agua y el modelo está dado en términos de DQO. La DQO de entrada al reactor fue de 5133 mgDQO/L y se obtuvo un efluente con una DQO de 36.87mgDQO/L (Figura 6.3). Lo anterior es de importancia ya que se ve reflejada la capacidad del BRM en cuanto a remoción de contaminantes, mostrando eficiencias mayores del 98%.

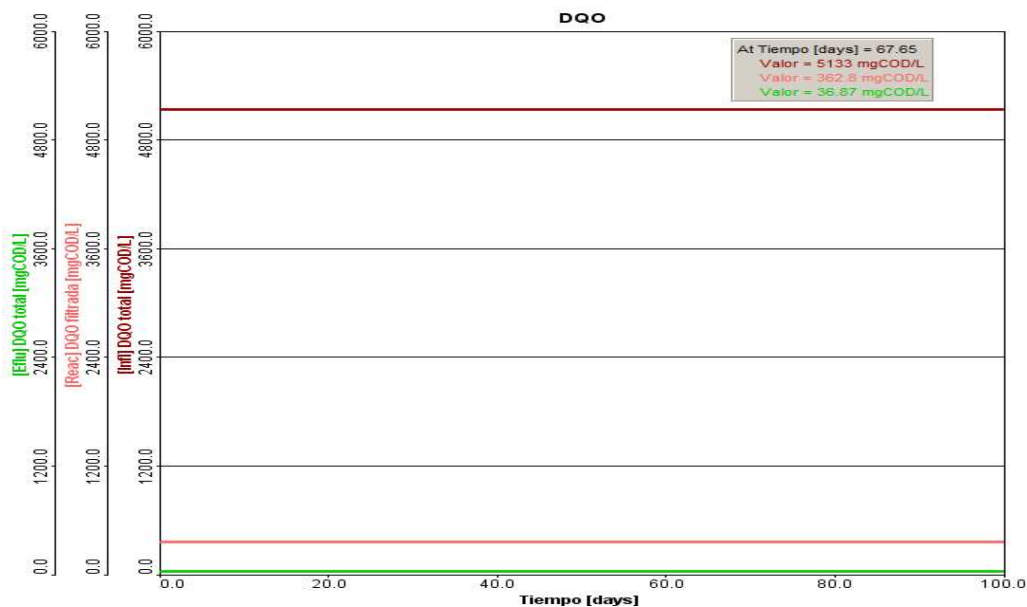


Figura 6.3 DQO total en el influente y efluente.

Estos resultados demuestran que el BRM puede responder eficientemente a las necesidades de tratamiento que se requieren para tratar los lodos producto de la operación del RAS para cultivos acuícolas de alta densidad, en dónde se manejan valores alrededor de 70 mg/L (Soria, 2015)

La presencia de un filtro en el reactor ofrece una mayor remoción de DQO total en ya que el tamaño de poro de la membrana (0.14 μ m) reduce la fracción soluble que forma parte del efluente (Figura 6.3). Existe la presencia de un filtro dinámico que consta de microorganismos adheridos en la membrana, que son capaces de degradar tanto la fracción particulada como la

fracción soluble que es retenida en dicho filtro dinámico, antes que de pasen al permeado. Adicionalmente, los SMP liberados debido a la degradación de sustrato y durante la síntesis celular (Laspidou y Rittman, 2002) que generalmente son difíciles de degradar, normalmente se reflejan en la DQO del efluente. Cuando estos compuestos se presentan en elevadas concentraciones puede afectar la eficiencia de filtración de las membranas en el BRM (Orantes *et al.*, 2006) y por otro el funcionamiento eficiente del RAS (Holan *et al.*, 2014). La DQO filtrada (Fig. 6.2) que corresponde a la DQO soluble presente en el BRM es prácticamente un orden de magnitud superior a la DQO del permeado, sin embargo se mantiene constante, lo que refleja tanto la capacidad de degradación del biorreactor, como la capacidad de retención y biodegradación del filtro dinámico.

6.1.3 Oxígeno disuelto

El oxígeno se mantuvo con una concentración de 3.7 mgO₂/L con un flujo de aire de 10L/min, este flujo permite: (i) mantener la condición de mezcla completa en la suspensión biológica, (ii) proporcionar a los microorganismos el oxígeno necesario para su actividad biológica y (iii) reducir la acumulación excesiva de sólidos en el exterior de la membrana, mediante la fuerza de cizalla que ejercen las burbujas de aire en su ascenso (WEF, 2006). Mantener estas condiciones evitó que se presentara aumento en la presión transmembranal debido al ensuciamiento de la membrana.

Los microorganismos que se encuentran agrupados en flóculos que degradan los contaminantes, mediante la conversión de la materia orgánica en diferentes gases y tejido celular. Para que esto se pueda llevar a cabo los organismos aerobios necesitan de oxígeno disuelto. La concentración de oxígeno disuelto recomendada para garantizar los requerimientos metabólicos de la suspensión biológica, incluso para que se lleve a cabo la nitrificación en el reactor (Metcalf y Eddy, 2013) es de alrededor de 2 mg/L. Dadas las concentraciones que se presentan en nuestro reactor, se recomienda revisar las condiciones de aireación del reactor cuando se trate de sistemas a escala real, ya que la demanda de aireación representa un gasto energético y por lo tanto un costo económico. No obstante, cuando los microorganismos tienen carencia de oxígeno también se ven afectados, mermando la población degradadora (Fig. 6.4). Por otro lado, aumentar únicamente la concentración de oxígeno no implica que se va a incrementar la concentración de SSV, ya que este elemento estaría presente en exceso en el reactor, pero los microorganismos

no tendrían el resto de los nutrientes que requieren para su crecimiento. Es importante mencionar esta condición ya que las condiciones de oxigenación en los tanques de cultivo acuícola normalmente son más elevadas que las requeridas en los reactores de tratamiento de aguas residuales, pero en el caso de los BRM el flujo requerido para prevenir de ensuciamiento de las membranas también resulta importante.

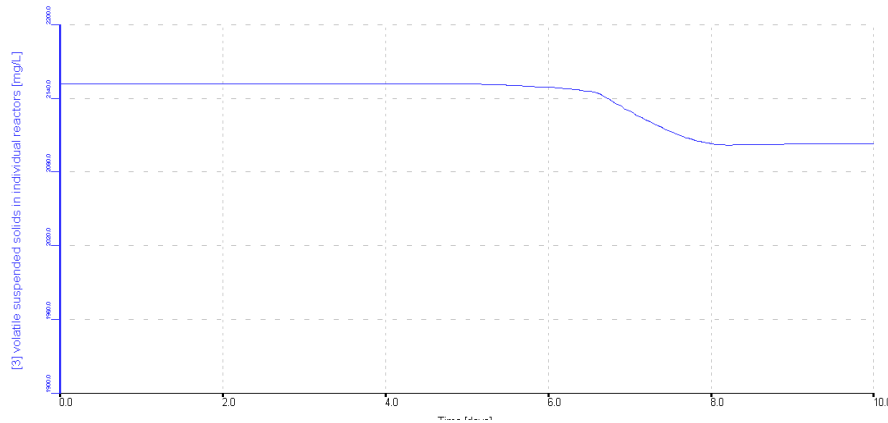


Figura 6.4 Decaimiento de los SSV, al disminuir la concentración de OD

6.1.4 Asimilación de nitrógeno

El nitrógeno residual de los tanques acuícolas se presenta (i) en forma de nitrógeno amoniacal, debido a las excretas de los peces, y (ii) como nitrógeno orgánico particulado, como residuo del alimento no consumido por los peces. Dada la capacidad de retención de sólidos que tienen las membranas se obtiene un efluente tratado completamente libre de sólidos en suspensión y por lo tanto de la materia asociada a éstos, como el nitrógeno orgánico.

La principal fuente de nitrógeno proporcionada al BRM, es el nitrógeno amoniacal excretado por los peces y el nitrógeno orgánico del alimento no consumido por los peces. Estas dos formas de nitrógeno constituyen el nitrógeno total kjeldhal (NTK) (Fig. 6.5). En el sistema se lleva a cabo la amonificación de este nitrógeno, para liberar el nitrógeno inorgánico que las bacterias requieren para la síntesis celular. Una vez que el nitrógeno se encuentra en forma amoniacal, éste puede ser oxidado y transformado en nitrógeno de nitratos o bien, asimilado por

las bacterias. En este caso no se observó nitrificación y dado que la concentración de nitrógeno total en el efluente es muy baja (Fig. 6.5) se considera que el nitrógeno del influente fue asimilado por las bacterias.

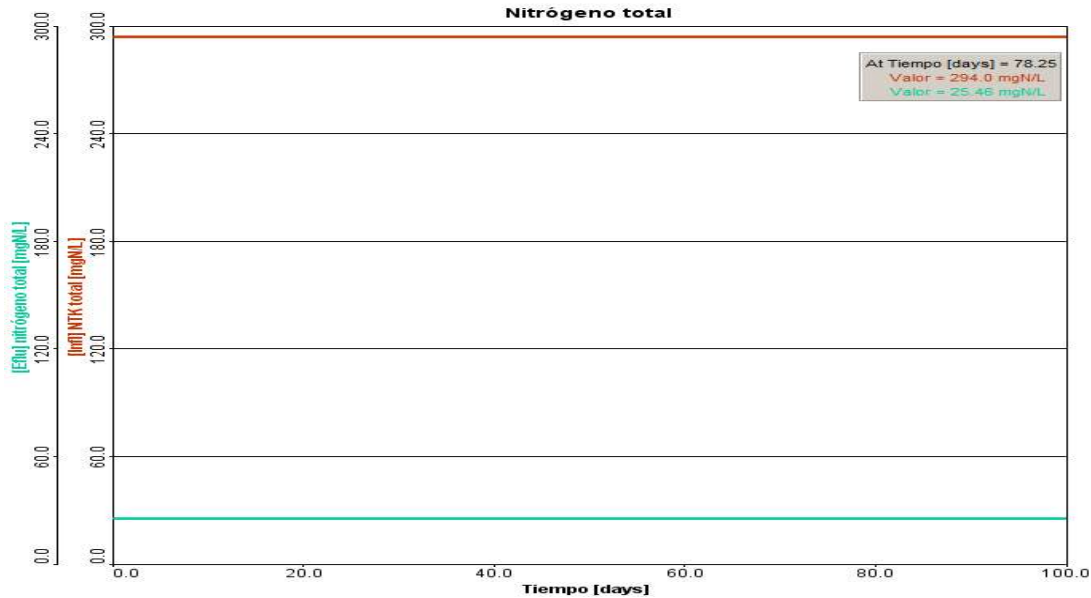


Figura 6.5 Concentración nitrógeno en el influente y en el efluente

6.1.5 DBO

La demanda bioquímica de oxígeno se define como la cantidad de oxígeno que los microorganismos consumen durante la degradación de las sustancias orgánicas contenidas en la muestra. Es uno de los parámetros normados en la NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Se establece un límite permisible de 30 mg/L como promedio mensual y de 60 mg/L como promedio diario, para protección de la vida acuática. Por convención es un parámetro indispensable cuando se necesita determinar la calidad del agua, cuanto mayor cantidad de materia orgánica contiene la muestra, más oxígeno necesitan sus microorganismos para oxidarla (*i.e.* degradarla).

Aunque es un valor que no fue determinado regularmente, en la fase experimental, es importante mencionarlo. El resultado de la simulación de la DBO para un estado estable es de 0.59

mgO_2/L (Figura 6.6) en el efluente, significa que el BRM es eficiente en el tratamiento de aguas residuales ofreciendo una alta calidad y cumpliendo con la normativa vigente mexicana e incluso con normas internacionales. Estos resultados muestran que prácticamente no hay residuos biodegradables en el efluente. Una de las ventajas que ofrece la microfiltración es precisamente la retención de sólidos lo que se ve reflejado en efluentes de alta calidad y para el caso de estudio efluentes con condiciones apropiadas para acuicultura y no represente riesgo para la producción de peces.

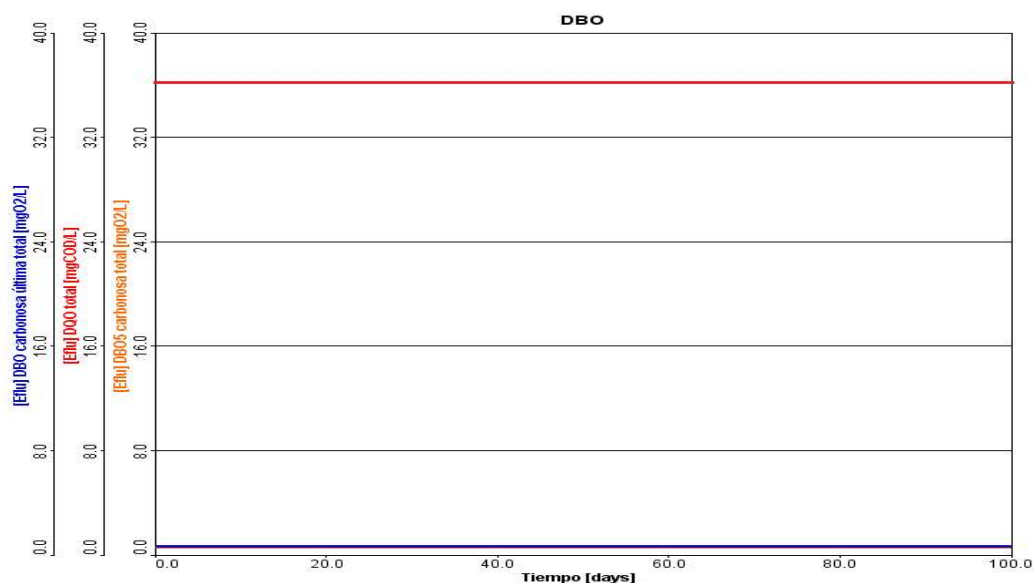


Figura 6.6 Materia orgánica en el efluente.

La materia orgánica está formada por una larga variedad de compuestos, pero la materia orgánica biodegradable puede dividirse en dos grupos debido a una diferencia marcada entre sus tasas de degradación (Dold *et al.*, 1980): la fracción de DBO fácilmente biodegradable y la fracción lentamente biodegradable, el modelo ASM1 las nombra DBO_5 carbonosa total y DBO última carbonosa total (Figura 6.6). De lo anterior podemos concluir que hay altas tasas de degradación de la materia orgánica y consecuentemente un efluente de alta calidad.

La diferencia de estas fracciones con la DQO total del efluente radica precisamente en la biodegradabilidad ya que la fracción no biodegradable se ve reflejada en la DQO total del efluente (Tabla 6.1), ya que puede ser químicamente oxidada, mientras que la DBO última (Fig. 6.6), sí podría ser biodegradada si se incrementa el TRH; sin embargo la diferencia entre ésta y la DBO_5 es

muy pequeña y no afecta significativamente la calidad del efluente, por lo que no es recomendable incrementar el TRH.

Tabla 6.1 Características del efluente resultado de la simulación.

Datos	Unidades	Infl	Eflu	Medido	Error
SST	mg/L	2425	0	0	0
VSS	mg/L	1940	0	0	0
cDBO ₅ Soluble	mgO ₂ /L	1032.75	0.59	ND	
DQO Soluble	mgDQO/L	1350	36.87	37.3	2.2
Nitrógeno Amoniacal	mgN/L	15	0	0.2	0.1
Nitritos y Nitratos	mgN/L	5	0.11	4.7	1.3
NTK Soluble	mgN/L	25.8	25.35	22.1	3
NT	mgN/L	299	25.43	26.8	4.3

No se observa acumulación de nitrógeno en el reactor (Tabla 6.1), se asume que el nitrógeno orgánico sufrió degradación y posiblemente amonificación. Pero, como tampoco se observó nitrificación del nitrógeno amoniacal (Tabla 6.1), la remoción de nitrógeno correspondería a una asimilación para la síntesis de nuevo material celular en la producción de biofloc.

Es necesario mencionar que hay una diferencia entre los valores de los nitratos medidos experimentalmente y lo simulado (Tabla 6.1). Sin embargo la concentración de nitratos es mínima (Tabla 6.1), con respecto a la concentración tolerada por los peces (*i.e.* 300 mg/L), estos iones no ponen en riesgo la calidad del agua de reuso para acuicultura. Por otro lado, la diferencia entre las concentraciones de nitratos en la simulación y la observada experimentalmente puede ser explicada por la no nitrificación y la asimilación de nitrógeno que se dio en el reactor.

Tabla 6.2 Resultados de la simulación para el BRM

BRM	Unidades	simulado	Medido	Error
SST	mg/L	6812.62	6857.3	51.5
SSV	mg/L	5357.62	5518.9	23.6
DQO Soluble	mg/L	362.8	52.8	1.4
N. Amoniacal	mgN/L	0	0.06	0.02
N Nitritos y Nitratos	mgN/L	0.113	6.8	1.8
TRH	H	50.91	51.9	1.1
OD	mgO ₂ /L	3.7	3.7	0.2
Total OUR	mgO ₂ /(L.h)	36.86	31.2	1.5
Tasa de Nitrificación	mgN/(L.h)	0	0	
Tasa de Uti. del Nitrato	mgN/(L.h)	0.10	0.07	0.003
Variables del proceso				
Volumen	m ³	0.07	0.07	
F / M Ratio	kgBOD ₅ /(kgSSV·d)	0.29	0.29	0.003
Carga orgánica volumétrica	kgBOD ₅ /(m ³ .d)	1.7	1.6	0.01

Las concentraciones de DQO solubles medidas y simuladas en el reactor presentan una diferencia importante (Tabla 6.2). La concentración de DQO soluble de la simulación indica que es una cantidad de materia orgánica que los microorganismos en suspensión no son capaces de degradar. Sin embargo no se ven reflejados en la concentración de la DQO del efluente (Tabla 6.1), lo que implica que la simulación considera que estas macromoléculas solubles serían degradadas por el filtro dinámico asociado a la membrana física. Experimentalmente se determinó una concentración más baja, por lo que se está del lado de la seguridad con respecto a la simulación, pero habría que verificarlo a escala real.

6.2 Componentes del Modelo ASM1

El modelo cuenta con 13 componentes (Tabla 6.3), unos se relacionan con la materia carbonosa del agua, componentes nitrogenados, oxígeno y alcalinidad que participan en los diferentes procesos.

6.2.1 Componentes orgánicas

El material orgánico soluble inerte (S_i) y material orgánico inerte particulado (X_i) no participan en ninguna conversión, pero S_i contribuye a la calidad del efluente, mientras que X_i es parte de los sólidos volátiles del licor mezcla y de los lodos purgados. Para el caso del reactor SI se ve reflejado en la DQO total del efluente y representa la DQO inerte soluble. Debe de mantenerse las concentraciones para que la mezcla del reactor pueda seguir siendo fácilmente biodegradada y obtener un efluente de alta calidad. La simulación muestra que se encuentra en concentraciones elevadas comparadas con las demás variables del modelo ASM1 debido a que esta fracción no es consumida por los organismos para sus funciones.

El sustrato rápidamente biodegradable (S_s) se utiliza en el crecimiento de la biomasa heterótrofa tanto en condiciones aerobias como anóxicas y se genera continuamente como producto de la hidrólisis de la materia orgánica particulada (X_s). Es importante debido a que a partir de este sustrato las bacterias que forman parte del bioflic realizan sus funciones celulares y se deben hacer ajustes de esta componente si se desea controlar (aumentar o disminuir) la producción de biofloc. Los resultados de la simulación para esta variable indican que es un sustrato que es asimilado por los microorganismos derivado de ellos su baja concentración en el reactor.

El sustrato lentamente biodegradable (X_s) se transforma por hidrólisis, pero se forma como producto de la lisis de la biomasa heterótrofa y nitrificante. En el reactor debido a la flexibilidad de operación para mantener tiempos de retención celular largos es posible la hidrólisis para que pueda ser consumido.

6.2.2 Componentes orgánicas de la biomasa

La DQO total y SSV del lodo purgado y licor mezclado están formados por biomasa activa y biomasa inactiva: $X_{BH} + X_{BA} + X_P + X_I + X_S$. La biomasa heterótrofa X_{BH} y autotrófica X_{BA} , se forma a partir del crecimiento aerobio y anóxico (sólo X_{BH}), mientras que se consume en el proceso de decaimiento. X_{BH} y X_{BA} El sustrato alimentado al BRM, a base de lodos de RAS, se compone principalmente de materia orgánica en forma particulada por lo tanto la biomasa no forma parte del sustrato, pero la fracción de X_{BH} y X_{BA} en el licor mezclado del BRM llevan a cabo la función de degradar la materia orgánica presente en el agua, además de ser el biofloc.

Al decaer, $X_{BH} + X_{BA}$ se forman entre otros productos, un residuo particulado inerte X_P que no participa en ninguna otra conversión (contribuye a la biomasa inactiva).

Al decaer, X_{BH} y X_{BA} se forman entre otros productos, un residuo particulado inerte X_P que no participa en ninguna otra conversión (contribuye a la biomasa inactiva).

Para la simulación el contenido de biomasa heterotrófica en el reactor es la componente mayoritaria 6638 mgDQO/L, de tal forma que su presencia en el reactor implica mayor remoción de los contaminantes biodegradables que sirven como fuente de alimento para esta, comparada con la presencia de biomasa autótrofa esta se presenta en cantidades despreciables (Tabla 6.3) debido a la relación C/N que se tiene en el influente.

6.2.3 Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto normalmente se consume para la degradación de la materia orgánica llevada a cabo por las bacterias heterótrofas y para la nitrificación. En la simulación realizada no hubo nitrificación, por lo tanto el oxígeno consumido fue solo por parte de la biomasa heterótrofa. El modelo permite determinar el consumo de oxígeno (rO_2), pero no las variaciones en la concentración de oxígeno, S_O . Para poder predecir S_O , se necesita incluir el proceso de aireación en el modelo. Para el caso de estudio el oxígeno se mantiene estable en una concentración mayor a 2mg O_2 /L por medio de aireadores, que satisfacen las necesidades de oxígeno de los organismos y permiten mantener la mezcla del reactor en suspensión y limpieza en la membrana.

6.2.4 Compuestos Nitrogenados

El segundo aceptor de electrones que incluye el modelo son los nitratos (y los nitritos) S_{NO} . Se produce en el crecimiento aerobio de nitrificantes y se consume (*i.e.* elimina) en el crecimiento anóxico de las heterótrofas.

El nitrógeno amoniacal (S_{NH}) utilizado proviene del el agua residual, de la reacción de amonificación del nitrógeno orgánico soluble y se consume principalmente cuando sirve de fuente de energía en el crecimiento de la biomasa nitrificante. El modelo ASM1 considera que la formación de NO_3^- se hace directamente sin otra etapa que pase por NO_2^- .

El nitrógeno orgánico soluble (S_{ND}) es producto de la hidrólisis de su forma particulada (X_{ND}) mientras que es transformado en amonio por amonificación. X_{ND} se pierde por hidrólisis, pero se re acumula con la muerte de los microorganismos, tanto nitrificantes como heterótrofos.

La simulación muestra las fracciones anteriores en concentraciones bajas lo que implica que la biomasa asimila para sus funciones, además la concentración de biomasa nitrificante ayuda con la remoción de estos compuestos.

6.2.5 Alcalinidad

Del balance de alcalinidad (S_{alk}), se puede obtener señales sobre el pH. Para fines prácticos, se considera que una caída de 50 mg/L de $CaCO_3$ en la alcalinidad puede causar inestabilidad y caída del pH a valores menores que 6, lo que podría afectar de forma significativa el proceso de nitrificación, ya que estas bacterias requieren de alcalinidad para poder realizar el proceso de nitrificación. Sin embargo en este reactor y en estas condiciones de operación, no se observó nitrificación, ni descensos en el pH, que pudieran representar una afectación a los procesos biológicos en el reactor.

Tabla 6.3 Componentes del modelo ASM1 en el BRM

Variables Orgánicas			
S_I	Material orgánico soluble inerte	mgDQO/L	337.5
S_S	Substrato rápidamente biodegradable	mgDQO/L	0.69
X_I	Material orgánico inerte particulado	mgDQO/L	2267
X_S	Substrato lentamente biodegradable	mgDQO/L	24.26
X_{BH}	Biomasa heterotrófica activa	mgDQO/L	6638
X_{BA}	Biomasa autotrófica activa	mgDQO/L	3.13
X_P	Materia particulada no biodegradable de descomposición celular	mgDQO/L	389.9
S_O	Oxígeno disuelto	mgO ₂ /L	3.7
Compuestos del Nitrógeno			
S_{NH}	Amoníaco libre e ionizado	mgN/L	0
S_{ND}	Nitrógeno orgánico biodegradable soluble	mgN/L	0.17
X_{ND}	Nitrógeno orgánico biodegradable particulado	mgN/L	0.99
S_{ON}	Nitrato y nitrito	mgN/L	0.113
Alcalinidad			
S_{alk}	Alcalinidad	mgCaCO ₃ /L	37.37

6.3 Procesos del Modelo ASM1

6.3.1 Procesos de crecimiento

Crecimiento aerobio de las heterótrofas

Se considera que solo S_S interviene en el crecimiento heterótrofo. El crecimiento se modela utilizando la estructura del modelo de Monod donde pueden ser limitantes tanto S_S , como S_O . Este proceso es el que más contribuye en la eliminación de DQO, producción de biomasa y demanda de oxígeno. El nitrógeno amoniacal se consume en el proceso de crecimiento por su incorporación en las células con una consiguiente reducción de la alcalinidad. Para más crecimiento de biomasa heterotrófica sería necesario ajustar las componentes del modelo que participan en este proceso pero también es importante mencionar que las tasas de consumo de biofloc son menores a las tasas de producción (Tabla 6.4).

Crecimiento anóxico de las heterótrofas.

En ausencia de oxígeno, los organismos heterótrofos son capaces de utilizar nitrato como aceptor final de electrones. El proceso genera biomasa heterótrofa y nitrógeno gaseoso (desnitrificación). Se utiliza un factor de corrección $\eta_g (<1)$ para tener en cuenta que la tasa máxima de crecimiento de las heterótrofas es menor en medio anóxico.

Crecimiento aerobio de la biomasa autotrófica

El amonio se oxida a nitrato vía un proceso de nitrificación de etapa única, resultando en la producción de biomasa nitrificante y un consumo adicional de oxígeno. El amonio se incorpora también en las células. El proceso tiene un efecto marcado en el balance de alcalinidad y en el consumo de O_2 . La tasa de crecimiento de las nitrificantes es muy baja.

6.3.2 Procesos de decaimiento

Decaimiento de la biomasa heterótrofica

La noción de decaimiento en este modelo incluye todos los fenómenos de lisis, respiración endógena, muerte o depredación. Este proceso no representa consumo de DQO exógena, ni consumo directo de oxígeno, o muy bajo con respecto al consumo para la oxidación de los sustratos exógenos, produce residuos orgánicos inertes (X_p) y una DQO lentamente biodegradable (X_s). Se supone que el proceso ocurre con la misma velocidad en condiciones aerobias que anóxicas.

Decaimiento de la biomasa autotrófica.

Hay una serie de interrogantes de cómo la biomasa nitrificante entra en decaimiento. Se concluye que sería difícil medir b_A con algún sentido o valor práctico. Sobre la base de los datos encontrados en la bibliografía recomendaron que b_A adopte un valor entre 0.05 y 0.15 d^{-1} .

6.3.3 Proceso de amonificación

Amonificación del nitrógeno orgánico soluble

Se modela con una cinética de orden 1 respecto tanto a S_{ND} como a la biomasa heterótrofa. Es un proceso que se da con mucha rapidez.

6.3.4 Procesos de hidrólisis de materia en suspensión

Hidrólisis de la materia orgánica

La materia orgánica no soluble lentamente biodegradable (X_S) se encuentra atrapada en los flóculos biológicos donde sufre rompimiento de enlaces y solubilización por efecto de las enzimas extracelulares. El resultado es la producción de sustrato soluble fácilmente biodegradable que se utiliza después en el crecimiento.

Hidrólisis del nitrógeno orgánico en suspensión.

El nitrógeno orgánico particulado (X_{ND}) es parte de la materia orgánica particulada (X_S), por lo que la tasa de hidrólisis del primero está determinada por la tasa de hidrólisis del segundo componente.

Tabla 6.4 Tasas del modelo ASM1 resultado de la simulación.

Tasas del Modelo ASM1			
Crecimiento aeróbico de la biomasa heterotrófico	r1Reac	1796	mgDQO/(L·d)
Crecimiento anóxico de la biomasa heterotrófico	r2Reac	13.4	mgDQO/(L·d)
Crecimiento aeróbico de la biomasa autotrófica	r3Reac	0	mgDQO/(L·d)
Decaimiento de la biomasa heterotróficos	r4Reac	765.8	mgDQO/(L·d)
Decaimiento de la biomasa autotrófica	r5Reac	0.016	mgDQO/(L·d)
Amonificación de nitrógeno orgánico soluble	r6Reac	152.5	mgN/(L·d)
Hidrólisis de la materia orgánica	r7Reac	2127	mgDQO/(L·d)
Hidrólisis de nitrógeno orgánico	r8Reac	77.2	mgN/(L·d)

7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

7.1 Conclusiones

A partir del trabajo de simulación, basado en los datos experimentales se concluye que:

La simulación de la operación de un biorreactor con membranas sumergidas sí es posible obtener las tasas de los procesos biológicos analizados con el modelo ASM1, alimentado con lodos residuales de un sistema acuícola con recirculación.

La simulación nos permite obtener información del comportamiento de los sistemas, cuando los modelos están bien definidos, sin manipular ni poner en riesgo la calidad de los efluentes. El tratamiento permite lograr un efluente adecuado para su reuso en un sistema acuícola intensivo completamente recirculado.

El BRM mantiene la capacidad de remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos con remoción de DQO de más de 98%. Se obtiene un efluente tratado libre de sólidos en suspensión lo que implica un beneficio en especies sensible a la presencia de estos.

El control sobre la producción de biomasa en el reactor, por medio del control de parámetros operacionales como el tiempo de retención hidráulico y celular, permite lograr mayores tasas de recuperación de materia orgánica en la biomasa, para su posterior reutilización como complemento alimenticio de las especies acuáticas.

Es muy importante el papel del filtro dinámico en el BRM, ya que las membranas son capaces de retener sólidos y macromoléculas ($<40 \mu$) que en sistemas convencionales se encontrarían en el efluente tratado. La simulación muestra la importancia de la degradación de estos sólidos finos y coloidales en el filtro dinámico.

El sistema permite la asimilación por las bacterias del nitrógeno amoniacal, siendo éste tóxico para los peces. El efluente tratado se considera adecuado para su reuso en la acuicultura intensiva.

7.2 Recomendaciones

Como trabajos posteriores a este se recomienda seguir trabajando en la validación del modelo, realizando simulaciones para diferentes cargas orgánicas y amoniales. Además de realizar calibraciones automáticas, así como también un análisis de sensibilidad de las variables del proceso en el modelo.

Optimizar el tratamiento de un efluente acuícola y la producción de biofloc para diferentes condiciones de operación y variaciones en el influente, así como realizar las simulaciones para gastos y dimensiones que correspondan a sistemas acuícolas intensivos a escala real, incluyendo el dimensionamiento del módulo de membranas y de los procesos de tratamiento.

Trabajar en simulaciones para diferentes tipos de efluentes industriales o domésticos ya que los BRM ofrecen una alta calidad de los efluentes tratados ya que siguen siendo sistemas poco usados a comparación de sistemas convencionales.

REFERENCIAS

Adriannus, H. y Jeroen Van der, L. (2007) Handbook Biological Waste Water Treatment, 2nd Ed., 268–301. IWA publishing.

APHA. (1992). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, Washington, D.C.: American Public Health Association.

SAGARPA. (2012). La acuicultura frente al siglo, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (México) (228 pp).

Avnimelech, Y. (2007). Feeding with microbial flocs by tilapia in minimal discharge bio-flocs technology ponds. *Aquaculture*, 264(1-4), 140–147. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.11.025

Azim, M. E., y Little, D. C. (2008). The biofloc technology (BFT) in indoor tanks: Water quality, biofloc composition, and growth and welfare of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture*, 283(1-4), 29–35. doi:10.1016/j.aquaculture.2008.06.036

Azim, M. E., Little, D. C., y Bron, J. E. (2008). Microbial protein production in activated suspension tanks manipulating C:N ratio in feed and the implications for fish culture. *Bioresource Technology*, 99(9), 3590–3599. doi:10.1016/j.biortech.2007.07.063

Badiola, M., Mendiola, D., y Bostock, J. (2012). Recirculating Aquaculture Systems (RAS) analysis: Main issues on management and future challenges. *Aquacultural Engineering*, 51, 26–35. doi:10.1016/j.aquaeng.2012.07.004

Basalenque (2014) Estudio de las características morfológicas de los flóculos y de las poblaciones de microfauna, durante la adaptación de la biomasa, en un biorreactor con membranas sumergidas. (Tesis de Maestría) Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Beck, M. B. (1999). Coping with ever larger problems, models, and data bases. *Water Science and Technology* doi:1-11.7

Boopathy, R., Bonvillain, C., Fontenot, Q., y Kilgen, M. (2007). Biological treatment of low-salinity shrimp aquaculture wastewater using sequencing batch reactor. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 59(1), 16–19. doi:10.1016/j.ibiod.2006.05.003

Buer, T., y Cumin, J. (2010). MBR module design and operation. *Desalination*, 250(3), 1073–1077. doi:10.1016/j.desal.2009.09.111

Chang, C., y Cajucom, S. S. (2011). Feasibility Study of Fish Farm Effluent Treatment by Sequencing Batch Membrane Bioreactor. 1(1), 103–112.

Chang, I.-S., Gander, M., Jefferson, B., y Judd, S. J. (2001). Low-Cost Membranes for Use in a Submerged MBR. *Process Safety and Environmental Protection*, 79(3), 183–188. doi:10.1205/09575820150511876

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), (2010). Estadísticas del Agua en México. SEMARNAT. México. 250 pp.

CONAPESCA. (2011). Anuario estadístico de acuicultura y pesca. México. CONAPESCA México.

Cordova, L. M. (1998). Ecología de los Sistemas Acuicolas.: AGT,México

Crab, R., Avnimelech, Y., Defoirdt, T., Bossier, P., & Verstraete, W. (2007). Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture*, 270(1-4), 1–14. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.05.006

Crab, R., Defoirdt, T., Bossier, P., y Verstraete, W. (2012). Biofloc technology in aquaculture: Beneficial effects and future challenges. *Aquaculture*, 356-357, 351–356. doi:10.1016/j.aquaculture.2012.04.046

De Schryver, P., Crab, R., Defoirdt, T., Boon, N., y Verstraete, W. (2008). The basics of bio-flocs technology: The added value for aquaculture. *Aquaculture*, 277(3-4), 125–137. doi:10.1016/j.aquaculture.2008.02.019

De Schryver, P., y Verstraete, W. (2009). Nitrogen removal from aquaculture pond water by heterotrophic nitrogen assimilation in lab-scale sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, 100(3), 1162–7. doi:10.1016/j.biortech.2008.08.043

DOLD PL, EKAMA GA and MARAIS GvR (1980) A general model for the activated sludge process. *Prog. Wat. Tech.* 12 (Tor) 47-77.

Emerenciano, M., Ballester, E. L. C., Cavalli, R. O., y Wasielesky, W. (2011). Effect of biofloc technology (BFT) on the early postlarval stage of pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis*: growth performance, floc composition and salinity stress tolerance. *Aquaculture International*, 19(5), 891–901. doi:10.1007/s10499-010-9408-6

FAO. (2012). The State of World fisheries and aquaculture. Food and Agricultura Organization of the United Nations. Rome.

Fall C. y Loaiza-Navía J. (2009). Full activated sludge model no. 1 calibration experience at a medium-size WWTP in Mexico. *Water Science and Technology* 60 (12) doi:3069-3082.

Fitch, M. W. (2005). Membrane Bioreactor Technology. *Biotechnology for Odor and Pollution Control*.

Geankoplis, C. J. (2006). Procesos de transporte y principios de procesos de separación. México: Compañía Editorial continental S. A.

Gemende, B., Gerbeth, A., Pausch, N., y von Bresinsky, A. (2008). Tests for the application of membrane technology in a new method for intensive aquaculture. *Desalination*, 224(1-3), 57–63. doi:10.1016/j.desal.2007.04.080

Guzmán Ch., A.R. (2010). Diseño, análisis y evaluación del proceso de biomasa en suspensión, mediante la simulación de una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas; Caso de estudio: Municipio de La Piedad de Cabañas, Michoacán. Tesis de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Gutierrez-Wing Maria Teresa y Malone Ronald F (2005) Biological filters in aquaculture: Trends and research directions for freshwater and marine applications Department of Civil and Environmental Engineering, Louisiana State University

Hydromantis, (2016) GPS-X Technical Reference versión 6.5 992-(2016) Hydromantis Environmental Software Solutions, Inc.

Haandel, A. Van, y Lubbe, J. Van Der. (2007). Handbook of Biological WasteWater. The Netherlands: Quist Publishing. IWA Publishing 816 (2007).

Henze, M., Gujer, W., Mino, T. y Van Loosdrecht, M. V. (2002). Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Publishing En: IAWQ scientific and technical report N° 9. Londres. 130 pp.

Hoinkis, J., Deowan, S. a., Panten, V., Figoli, A., Huang, R. R., y Drioli, E. (2012). Membrane Bioreactor (MBR) Technology – a Promising Approach for Industrial Water Reuse. *Procedia Engineering*, 33(2009), 234–241. doi:10.1016/j.proeng.2012.01.1199

Holan, a. B., Wold, P. -a., y Leiknes, T. O. (2014). Intensive rearing of cod larvae (*Gadus morhua*) in recirculating aquaculture systems (RAS) implementing a membrane bioreactor (MBR) for enhanced colloidal particle and fine suspended solids removal. *Aquacultural Engineering*, 58, 52–58. doi:10.1016/j.aquaeng.2013.10.001

Holan, A. B., Wold, P., y Leiknes, T. O. (2014). Aquacultural Engineering Membrane performance and fouling behavior of membrane bioreactors installed in marine recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 58, 45–51. doi:10.1016/j.aquaeng.2013.10.002

Hwang, B., Lee, C., Chang, I., Drews, A., y Field, R. (2012). Membrane bioreactor : TMP rise and characterization of bio-cake structure using CLSM-image analysis. *Journal of Membrane Science*, 419-420, 33–41. doi:10.1016/j.memsci.2012.06.031

Jegantheesan, V., Shu, L., y Vasanathan, C. (2009). Application of Membrane Bioreactors for Water Reuse. Asian Institut of Technology.

Jeppsson. (1996). A GEneral Description of the Activated Sludge Model No. 1 (ASM1). Lund Institute of Technology . Suecia.

- Johir, M. a H., George, J., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., Sathasivan, a, y Grasmick, a. (2012). Effect of imposed flux on fouling behavior in high rate membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 122, 42–9. doi:10.1016/j.biortech.2012.02.107
- Kuhn, D. D., Boardman, G. D., Lawrence, A. L., Marsh, L., y Flick, G. J. (2009). Microbial floc meal as a replacement ingredient for fish meal and soybean protein in shrimp feed. *Aquaculture*, 296(1-2), 51–57. doi:10.1016/j.aquaculture.2009.07.025
- Kuhn, D. D., Lawrence, A. L., Boardman, G. D., Patnaik, S., Marsh, L., y Flick, G. J. (2010). Evaluation of two types of bioflocs derived from biological treatment of fish effluent as feed ingredients for Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Aquaculture*, 303(1-4), 28–33. doi:10.1016/j.aquaculture.2010.03.001
- Lapidou, C.S. y Rittman, B.E. (2002). “A unified theory for extracellular polymeric substances, soluble microbial products, and active and inert biomass.” *Wat. Res* doi. 36, 2711-2720.
- Lee, J., Ahn, W.Y. y Lee, C.H. (2001). “Comparision of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor.” *Wat. Res.* 35(10), doi 2435-2455.
- Loosdrecht, M. Van, y Henze, M. (1999). Maintenance, endogeneous respiration, lysis, decay and predation. *Water Science and Technology*, 39(1), 107–117. doi:10.1016/S0273-1223(98)00780-X
- Luo, G., Avnimelech, Y., Pan, Y., y Tan, H. (2012). Inorganic nitrogen dynamics in sequencing batch reactors using biofloc technology to treat aquaculture sludge. *Aquacultural Engineering*, 52, 73–79. doi:10.1016/j.aquaeng.2012.09.003
- Luo, G., Liang, W., Tan, H., Yao, C., Zhang, N., y Lu, L. (2013). *Aquacultural Engineering Effects of calcium and magnesium addition on the start-up of sequencing batch reactor using biofloc technology treating solid aquaculture waste*, 57, 32–37. doi:10.1016/j.aquaeng.2013.06.004
- Mahanand, S. S., Moulick, S., y Srinivasa Rao, P. (2012). Optimum formulation of feed for rohu, *Labeo rohita* (Hamilton), with biofloc as a component. *Aquaculture International*, 21(2), 347–360. doi:10.1007/s10499-012-9557-x
- Martines, D. S. A. (1999). *Parámetros de diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales México: Universidad Automa Metropolitana*. (pp. 41–54).
- Metcalf y Eddy. (2013). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse (Five editi.)*. USA: McGraw Hill.
- Negra J., I. (2015). *Asimilación de nutrientes y producción de biomasa en un biorreactor de membranas sumergidas acoplado a un sistema acuícola con recirculación*. Tesis de Mestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

- Nora'aini, A., Wahab Mohammad, A., Jusoh, A., Hasan, M. R., Ghazali, N., y Kamaruzaman, K. (2005). Treatment of aquaculture wastewater using ultra-low pressure asymmetric polyethersulfone (PES) membrane. *Desalination*, 185(1-3), 317–326. doi:10.1016/j.desal.2005.03.084
- O'Connell, C., Wisniewsky, C., Héran, M. y Grasmick, A. (2006). The influence of operating conditions on permeability changes in a submerged membrana bioreactor. *Separation and purification* 52 (1) 60-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2006.03.016>
- Pillay, T. V. L. (1997). *Acuicultura principios y práctica México*: Limusa. (pp. 315–330).
- Pulefou, T., Jegatheesan, V., Steicke, C., y Kim, S.-H. (2008). Application of submerged membrane bioreactor for aquaculture effluent reuse. *Desalination*, 221(1-3), 534–542. doi:10.1016/j.desal.2007.01.114
- Reichert, P. (1994). AQUASIM – A tool for simulation and data analysis of aquatic systems. *Water Science and Technology* 30 (2): 21-30.
- Reichert, P. (2006). A standard interface between simulation programs and systems analysis software. *Water Science & Technology* 53 (1) . doi: 267-275
- Sal, F. M., & Merino, O. G. (2007). *Sistemas de Recirculación y Tratamiento de agua*. Argentina.
- Schneider, O., Sereti, V., Eding, E. H., y Verreth, J. A. J. (2006). Molasses as C source for heterotrophic bacteria production on solid fish waste, 261, 1239–1248. doi:10.1016/j.aquaculture.2006.08.053
- Schneider, O., Sereti, V., Eding, E. H., y Verreth, J. A. J. (2007). Heterotrophic bacterial production on solid fish waste : TAN and nitrate as nitrogen source under practical RAS conditions, 98, 1924–1930. doi:10.1016/j.biortech.2006.07.045
- Schneider, O., Sereti, V., Eding, E. H., Verreth, J. A. J., y Klapwijk, B. (2007). Kinetics , design and biomass production of a bacteria reactor treating RAS effluent streams, 36, 24–35. doi:10.1016/j.aquaeng.2006.05.002
- Schneider, O., Sereti, V., Machiels, M. a M., Eding, E. H., y Verreth, J. a J. (2006). The potential of producing heterotrophic bacteria biomass on aquaculture waste. *Water Research*, 40(14), 2684–2694. doi:10.1016/j.watres.2006.05.008
- Sharrer, M. J., Rishel, K., y Summerfelt, S. T. (2010). Evaluation of a membrane biological reactor for reclaiming water, alkalinity, salts, phosphorus, and protein contained in a high-strength aquacultural wastewater. *Bioresource Technology*, 101(12), 4322–4330. doi:10.1016/j.biortech.2010.01.067

Sharrer, M. J., Tal, Y., Ferrier, D., Hankins, J. a., y Summerfelt, S. T. (2007). Membrane biological reactor treatment of a saline backwash flow from a recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, 36(2), 159–176. doi:10.1016/j.aquaeng.2006.10.003

Shnel, N., Barak, Y., Ezer, T., Dafni, Z., y van Rijn, J. (2002). Design and performance of a zero-discharge tilapia recirculating system. *Aquacultural Engineering*, 26(3), 191–203. doi:10.1016/S0144-8609(02)00013-4

Soria L., L.Y. (2015) Remoción de nitrógeno amoniacal y composición de la biopelícula, de un reactor de lecho móvil. Tesis de Maestría en Ciencias en ingeniería Ambiental de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

en un sistema acuícola con recirculación

Stephenson, T., Jefferson, S., y Brindle, K. (2000). *Membrane bioreactor for wastewater treatment*. UK: IWA.

Summerfelt, R. C., y Penne, C. R. (2005). Solids removal in a recirculating aquaculture system where the majority of flow bypasses the microscreen filter. *Aquacultural Engineering*, 33(3), 214–224. doi:10.1016/j.aquaeng.2005.02.003

Takács, I., Dudley, J. y Snowling, S. (2007). A CLOSER LOOK AT THE DANGERS OF UNCALIBRATED SIMULATORS. *Water Environment Federation* 21(11): 1476-1486.

Timmons, M. B., Ebeling, J. M., Wheaton, F. W., Summerfelt, S. T., y Vinci, B. J. (2002). *Recirculating Aquaculture*. US: Cayuga Aqua Venutres.

Van Loosdrecht M.C.M y Henze M. (1999). Maintenance, endogeneous respiration, lysis, decay and predation. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 39 (1), pp 107-117

Van Rijn, J. (2013). Waste treatment in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 53, 49–56. doi:10.1016/j.aquaeng.2012.11.010

Vanrolleghem, P. A. y Jeppsson, U. (1994). *Simulators for Modelling of WWTP*. Cost 682 Enviroment En: Report 1992-95. Gent, Bélgica. 8:69-80 pp.

Visvanathan, C., Aim, B. R., Parameshwaran, K. & Aim, R. Ben. (2010) Membrane Separation Bioreactors for Wastewater Treatmen. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 30(30), 1–48. doi:10.1080/10643380091184165

Wang, L.K. and Menon, R.(2009) Membrane Biorreactor. *Handbook of Environmental Engineering* (eds. L.K. Wang, N.K. Shamas and Y.-T Hung),Volume 9: Advanced Biological Treatment Processes. Humana Press, New York.

Webster, c. D., y Lim, C. E. (2002). *Nutrient requeriments and feeding of finfish for acuaculture*. CABI Publishing Oxford.

WEF. (2006). Membrane system for wastewater treatment. US: Water Environment Federation.

Wilde, W. De, Richard, M., Lesjean, B., & Tazi-pain, A. (2008). Towards standardisation of the MBR technology ?, 231, 156–165. doi:10.1016/j.desal.2007.11.043

Wold, P., Buran, A., Øie, G., Attramadal, K., Bakke, I., Vadstein, O., & Ove, T. (2014). Effects of membrane filtration on bacterial number and microbial diversity in marine recirculating aquaculture system (RAS) for Atlantic cod (Gadus morhua L.) production. *Aquaculture*, 422-423, 69–77. doi:10.1016/j.aquaculture.2013.11.019

Yang, W., Cicek, N. & Ilg, J. (2006) State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. *J. Memb. Sci.* 270, 201–211. doi:10.1016/j.memsci.2005.07.010

Yeo, S. E., Binkowski, F. P., & Morris, J. E. (2004). *Aquaculture Effluents and Waste By-Products Characteristics, Potential Recovery, and Beneficial Reuse*. USA.

ANEXOS

Parámetros de entrada al BRM

Estequiometria




































Estequiometría de variable compuesta

Fracciones orgánicas			
[Reac] XCOD/SSV	<input type="text" value="1.74"/>	gCOD/gVSS	
[Reac] Tasa DBO5 / DBOúltima	<input type="text" value="0.85"/>	-	
Fracciones de nutrientes			
[Reac] Contenido de N de la biomasa activa	<input type="text" value="0.12"/>	gN/gCOD	
[Reac] Contenido de N de la masa endógena / inerte	<input type="text" value="0.12"/>	gN/gCOD	

































Estequiometría del modelo

Fracciones generales			
[Reac] fracción de biomasa que lleva a los productos partic...	<input type="text" value="0.08"/>	mgCOD/mgC...	
Biomasa Heterotrófica Activa			
[Reac] rendimiento heterotrófico	<input type="text" value="0.67"/>	mgCOD/mgC...	
Biomasa activa autotrófica			
[Reac] rendimiento autotrófico	<input type="text" value="0.24"/>	gCOD/gN	

Cinética

Cinética			
Biomasa Heterotrófica Activa			
[Reac] tasa de crecimiento específica máxima de la biomasa ...	<input type="text" value="6.0"/>	1/d	 
[Reac] coeficiente de media saturación del sustrato biodegr...	<input type="text" value="20.0"/>	mgCOD/L	 
[Reac] coeficiente de media saturación del oxígeno	<input type="text" value="0.2"/>	mgO2/L	 
[Reac] coeficiente de media saturación del nitrato	<input type="text" value="0.5"/>	mgN/L	 
[Reac] factor de crecimiento anoxico	<input type="text" value="0.8"/>	-	 
[Reac] tasa de descomposición de la biomasa heterotrófica	<input type="text" value="0.1"/>	1/d	 
Biomasa activa autotrófica			
[Reac] tasa de crecimiento específica máxima de la biomasa ...	<input type="text" value="0.01"/>	1/d	 
[Reac] coeficiente de media saturación del amoníaco para el ...	<input type="text" value="1.0"/>	mgN/L	 
[Reac] tasa de descomposición de la biomasa autotrófica	<input type="text" value="0.005"/>	1/d	 
[Reac] coeficiente de media saturación del oxígeno para el c...	<input type="text" value="0.4"/>	mgO2/L	 
Hidrólisis			
[Reac] tasa de hidrólisis específica máxima	<input type="text" value="3.0"/>	1/d	 
[Reac] coeficiente de media saturación del sustrato lentame...	<input type="text" value="0.03"/>	gCOD/gCOD	 
[Reac] factor de hidrólisis anoxica	<input type="text" value="0.4"/>	-	 
Amonificación			
[Reac] tasa de amonificación	<input type="text" value="0.08"/>	m3/gCOD/d	 
Temperatura			
[Reac] coeficiente de temperatura para muh	<input type="text" value="1.072"/>		
[Reac] coeficiente de temperatura para bh	<input type="text" value="1.029"/>		
[Reac] coeficiente de temperatura para mua	<input type="text" value="1.072"/>		
[Reac] coeficiente de temperatura para ba	<input type="text" value="1.029"/>		
[Reac] coeficiente de temperatura para kh	<input type="text" value="1.072"/>		
[Reac] coeficiente de temperatura para kx	<input type="text" value="1.072"/>		
[Reac] coeficiente de temperatura para ka	<input type="text" value="1.072"/>		

Concentraciones iniciales en el BRM

Concentraciones iniciales			
Sólidos suspendidos inorgánicos			
[Reac] sólidos suspendidos inorgánicos inertes iniciales	<input type="text" value="1280.0"/>	mg/L	 
Variables orgánicas			
[Reac] material soluble inerte orgánica inicial	<input type="text" value="32.0"/>	mgCOD/L	 
[Reac] sustrato fácilmente biodegradable inicial	<input type="text" value="2.0"/>	mgCOD/L	 
[Reac] materia particulada inerte orgánica inicial	<input type="text" value="1200.0"/>	mgCOD/L	 
[Reac] sustrato lentamente biodegradable inicial	<input type="text" value="850.0"/>	mgCOD/L	 
[Reac] biomasa activa heterótrofica inicial	<input type="text" value="6554.72"/>	mgCOD/L	 
[Reac] biomasa activa autótrofica inicial	<input type="text" value="0.0"/>	mgCOD/L	 
[Reac] concentración inicial de la materia particulada desde la ...	<input type="text" value="40.0"/>	mgCOD/L	 
Oxígeno disuelto			
[Reac] oxígeno disuelto inicial	<input type="text" value="4.0"/>	mgO2/L	 
Compuestos nitrogenados			
[Reac] amoníaco libre e ionizado	<input type="text" value="0.2"/>	mgN/L	 
[Reac] nitrógeno soluble biodegradable orgánico inicial	<input type="text" value="100.0"/>	mgN/L	 
[Reac] nitrógeno particulado biodegradable orgánico inicial	<input type="text" value="1.0"/>	mgN/L	 
[Reac] nitrato y nitrito inicial	<input type="text" value="5.0"/>	mgN/L	 
[Reac] dinitrógeno inicial	<input type="text" value="0.0"/>	mgN/L	 
Alcalinidad			
[Reac] alcalinidad inicial	<input type="text" value="350.0"/>	mgCaCO3/L	 
[Reac] concentración inicial de productos almacenados en las ...	<input type="text" value="0.0"/>	mgCOD/L	 

Datos Físicos de la Membrana

Físico -Membrana

Propiedades de la membrana

[Reac] Area total de la membrana	<input type="text" value="0.2"/>	m2	▼	📄
[Reac] Tasa de captura de sólidos	<input type="text" value="100.0"/>	%	▼	📄
[Reac] soluble inert capture rate	<input type="text" value="0.1"/>	-	▼	📄

Más ...

Resistencia de la membrana

[Reac] Resistencia intrínseca de la membrana	<input type="text" value="1.0e+12"/>	m2/m3	▼	📄
--	--------------------------------------	-------	---	---

Colmatación de la membrana

[Reac] Resistencia máxima de la membrana a la deposición ...	<input type="text" value="60.0"/>	%	▼	📄
[Reac] Constanta de la tasa de falla	<input type="text" value="0.005"/>	1/d	▼	📄

Propiedades de la membrana ...Más ...

Propiedad de la torta de lodo

[Reac] Densidad de los sólidos de la torta seca de lodos	<input type="text" value="0.5"/>	%TS	▼	📄
[Reac] Porosidad de la capa de la torta de lodos	<input type="text" value="99.0"/>	%	▼	📄
[Reac] Diámetro efectivo de partícula de la torta de lodos	<input type="text" value="3.5e-07"/>	m	▼	📄

Remoción de sólidos por retrolavado

[Reac] Tasa de remoción de sólidos del retrolavado	<input type="text" value="100.0"/>	1/m3	▼	📄
--	------------------------------------	------	---	---

Remoción de sólidos a flujo cruzado

[Reac] Tasa de remoción de sólidos del flujo cruzado	<input type="text" value="100.0"/>	%TS	▼	📄
--	------------------------------------	-----	---	---

Modelo de filtración

Todos los procesos de filtración trabajan bajo el mismo principio básico: una presión aplicada para forzar el líquido a pasar a través de una barrera semipermeable, reteniendo todas las partículas de dimensiones mayores a cierto tamaño de poro.

En un modelo de microfiltración frontal, con membranas de fibra o planas directamente sumergidas en la suspensión biológica, las partículas se acumulan con el tiempo en forma de torta sobre la membrana y el permeado, que pasa a través de la membrana se va a obtener ya clarificado. La ecuación de flujo de permeado es como sigue: (Jegantheesan et al., 2009)

$$J = \frac{\Delta P}{\mu(R_w + R_c + R_f)}$$

Donde:

$J =$	Flujo del agua a través de la membrana	(l/m ² ·s)
$\Delta P =$	Diferencia de presión	(Pa)
$U =$	Viscosidad	(Pa·s)
$R_w =$	Resistencia de la membrana	(m ² /kg)
$R_c =$	Resistencia de la torta	(m ² /kg)
$R_f =$	Resistencia por bloqueo de poro y adsorción	(m ² /kg)

Los sistemas de limpieza para las membranas de un MBR pueden comprender procesos tales como: 1) relajación de la presión, 2) impulsos de flujo a contracorriente, 3) limpieza de mantenimiento y 4) una limpieza de recuperación iniciada por operador Metcalf y Eddy, 2013