



**MCIA**  
Maestría en Ciencias  
en Ingeniería Ambiental  
UMSNH

---

## **UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**

Facultad de Ingeniería Civil

Facultad de Ingeniería Química

Facultad de Biología

**Programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental**

### **REMOCIÓN DE NITRÓGENO AMONIACAL EN EL REACTOR DE LECHO MÓVIL DE UN SISTEMA ACUÍCOLA RECIRCULADO**

#### **TESIS**

que para obtener el grado de

**Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental**

presenta el

**Biólogo Alejandro Mejía Maya**

**Asesor de tesis:**

**Doctor en Ingeniería de Procesos Julio César Orantes Ávalos**

Morelia Michoacán, septiembre de 2017

## CONTENIDO

1 INTRODUCCIÓN .....	1
2 OBJETIVOS .....	3
2.1 Objetivo general.....	3
2.2 Objetivos particulares .....	3
3 HIPÓTESIS .....	4
4 JUSTIFICACIÓN .....	5
5 MARCO TEÓRICO .....	6
5.1 Acuicultura .....	6
5.2 Procesos biológicos de tratamiento de agua residual acuícola.....	14
5.2.1 Remoción de nitrógeno amoniacal del agua .....	14
5.2.2 Reactores de lecho móvil en sistemas acuícolas recirculados	18
5.2.3 Material de soporte .....	19
5.2.4 Biopelículas .....	20
5.2.5 Relación C/N .....	20
5.3 Simulación .....	21
5.3.1 Modelos matemáticos .....	21
5.3.2. Software GPS-X.....	27
6 ANTECEDENTES.....	29
6.1 Efluentes sintéticos.....	29
6.2 Reactores de lecho móvil acoplados a sistemas acuícolas recirculados.....	30
6.3 Modelación y Simulación.....	31
7. MATERIALES Y MÉTODOS.....	33

7.1 Sistema Acuícola Recirculado.....	33
7.2 Proceso de tratamiento .....	33
7.3 Datos experimentales.....	34
7.4 Modelación y simulación.....	36
7.4.1 Protocolo de simulación de la STOWA.....	37
7.4.2 Análisis de sensibilidad y procedimientos de calibración y validación.....	39
7.5 Software de simulación.....	40
7.6 Corridas de simulación y cuantificación de las vías de remoción de NAT.....	41
8. RESULTADOS.....	43
8.1 Construcción del modelo digital.....	43
8.2 Calibración del modelo matemático .....	44
8.2.2 Validación de la calibración .....	48
8.3 Corridas de simulación.....	50
8.3.1 Remoción global de NAT.....	56
8.3.2 Remoción de NAT por asimilación y nitrificación.....	58
8.3.3 Temperatura, pH, y oxígeno disuelto a lo largo del proceso de tratamiento.....	68
8.3.4 Remoción de DQO y SSV.....	70
9. CONCLUSIONES.....	75
10. RECOMENDACIONES.....	76
11. LITERATURA CITADA.....	77
ANEXO 1.....	82
ANEXO 2.....	84

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 5.1 Origen del nitrógeno amoniacial en los estanques de cultivo (modificado de Crab et al., 2007).....	8
Figura 5.2 Porcentaje de amoniaco respecto al nitrógeno amoniacial en agua dulce, a diferentes condiciones de pH y temperatura.....	9
Figura 5.3 Relación entre pH, alcalinidad y CO <sub>2</sub> cuando la alcalinidad es de 25, 50 y 100 mg·L <sup>-1</sup> a 20 °C en agua dulce. Timmons y Ebeling (2010).....	13
Figura 5.4 Principales vías biológicas de remoción de nitrógeno amoniacial total.....	15
Figura 5.5 Principio del funcionamiento de los RLM (modificado de Barwal y Chaudhary, 2014).....	18
Figura 5.6 Fraccionamiento de la DQO en el modelo Mantis (Hydromantis, 2015).....	24
Figura 5.7 Fraccionamiento de los componentes nitrogenados en el modelo Mantis (Hydromantis, 2015).....	25
Figura 5.8 Vista general del Influent Advisor del software GPS-X™ .....	28
Figura 7.1 Sistema de tratamiento del RAS de estudio.....	34
Figura 7.2 Características del agua residual a tratar en el modelo digital.....	36
Figura 7.3 Protocolo de modelación de la STOWA (Hulsbeek et al., 2002).....	38
Figura 8.1 Componentes del modelo digital. A: Influente, B: filtración y sedimentación, C: reactor de lecho móvil, D: sedimentación secundaria, E: efluente.....	43
Figura 8.2 Modelo digital completo.....	44
Figura 8.3 Parámetros estequímétricos calibrados.....	44
Figura 8.4 Parámetros cinéticos calibrados. En verde se muestran los que fueron modificados (calibrados) respecto al valor por default, mientras que en negro los que se mantuvieron con dicho valor.....	45
Figura 8.5 Corridas de calibración.....	47

Figura 8.6 Interfaz de simulación del GPS-X.....	51
Figura 8.7 Porcentajes de remoción de NAT bajo distintas relaciones C/N reportados por diversos autores.....	57
Figura 8.8 Remoción de NAT por las diferentes vías estudiadas.....	58
Figura 8.9 Oxígeno disuelto a través de la biopelícula.....	62
Figura 8.10 Densidad de la biopelícula con las relaciones C/N de estudio .....	63
Figura 8.11 Espesor de la biopelícula con las diferentes relaciones C/N.....	64
Figura 8.12 Oxígeno disuelto en las diferentes capas de la biopelícula.....	65
Figura 8.13 Porcentajes de remoción de NAT contra la densidad y el espesor de la biopelícula.....	66
Figura 8.14 Remoción de NAT respecto a la densidad.....	67
Figura 8.15 Remoción de NAT respecto al espesor.....	68
Figura 8.16 Alcalinidad a lo largo del proceso de tratamiento.....	70
Figura 8.17 Remoción de DQO y SSV en todo el sistema de tratamiento.....	71
Figura 8.18 Eficiencia de remoción de DQOt y DQOs bajo distintas cargas orgánicas (relaciones C/N).....	73

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 5.1 Parámetros de calidad del agua para la reproducción de tilapia, en mg.L <sup>-1</sup> (Beveridge y McAndrew, 2000) .....	7
Tabla 5.2 Propiedades físicas de diferentes medios de soporte (Barwal y Chaudhary, 2014).....	19
Tabla 5.3 Modelos de lodos activados desarrollados por la IWA (Henze et al., 2000) y por Hydromantis (2015).....	22
Tabla 5.4 Ejemplo de las ecuaciones del modelo matemático Mantis para la biomasa heterótrofa, el sustrato soluble y el oxígeno disuelto.....	26
Tabla 7.1 Métodos de análisis y equipos de medición utilizados para determinar los diferentes parámetros.....	35
Tabla 7.2 Comparativa entre los distintos simuladores disponibles en el mercado (Modificado de Guzmán, 2010).....	41
Tabla 8.1 Errores de simulación del modelo calibrado.....	46
Tabla 8.2 Parámetros calibrados del presente estudio y su rango en la literatura.....	48
Tabla 8.3 Corridas de validación para cada parámetro del agua.....	49
Tabla 8.4 Relaciones C/N estudiadas, así como su respectiva carga orgánica y amoniacial.....	50
Tabla 8.5 Eficiencias de remoción en las diferentes etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=0.5.....	51
Tabla 8.6 Eficiencias de remoción en las diferentes etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=1.....	52
Tabla 8.7 Eficiencias de remoción en las diferentes etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=2.....	53
Tabla 8.8 Eficiencias de remoción en las diferente etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=5.....	53
Tabla 8.9 Eficiencias de remoción en las diferente etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=10.....	54

Tabla 8.10 Eficiencias de remoción en las diferente etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=15.....	54
Tabla 8.11 Eficiencias de remoción en las diferente etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=20.....	55
Tabla 8.12 Eficiencias de remoción en las diferente etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=25.....	56
Tabla 8.13 Eliminación de NAT y nitratos por las diversas vías de remoción.....	60
Tabla 8.14 Eficiencia de remoción de la DQOt y DQOs con las relaciones C/N de estudio.....	72

## **RESUMEN**

Se evaluó el efecto de la relación C/N sobre la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal (NAT), incluyendo nitrificación y asimilación, de un reactor de lecho móvil (RLM) en un sistema acuícola recirculado (RAS) de tilapia, usando simulación. El software utilizado fue el GPS-X<sup>TM</sup> de Hydromantis<sup>®</sup>. El modelo matemático fue el Mantis, el cual fue calibrado con el “optimizer” del propio software, así como de manera manual. La relación C/N=25 fue la que representó una mayor remoción de NAT (91.27%), del cual el 100% corresponden a asimilación. La menor remoción se registró con la relación C/N= 0.5, en la cual no se registró remoción por ninguna de las dos vías estudiadas.

Las remociones reportadas en este trabajo difieren con estudios previos realizados en RLM con relaciones C/N similares. Los resultados del presente estudio representan una herramienta en la toma de decisión sobre la mejor relación C/N a trabajar en el RLM dependiendo de la etapa del reactor o del uso posterior que se le dará al agua tratada.

Palabras clave: asimilación; GPS-X; Nitrificación; Reactor de lecho móvil; Tilapia

## ABSTRACT

The effect of C/N ratio on total ammoniacal nitrogen (TAN) removal efficiency, including nitrification and assimilation, of a moving bed biofilm reactor (MBBR) in a recirculated aquaculture system (RAS) of tilapia was evaluated using simulation. The software used was the GPS-XTM from Hydromantis®. The mathematical model was the Mantis, which was calibrated with the "optimizer" of the software itself, as well as manually. The relation C/N=25 was the one that represented a greater removal of TAN (91.27%), of which 100% corresponded to assimilation. The lowest removal was recorded with the C/N ratio 0.5, in which no removal was recorded for either of the two routes studied.

The removals reported in this work differ with previous studies performed in MBBR with similar C/N ratios. The results of the present study represent a tool in the decision making about the best C/N ratio to work in the MBBR depending on the stage of the reactor or the subsequent use that will be given to the treated water.

Key words: assimilation; GPS-X; Nitrification; Moving Bed Biofilm Reactor; Tilapia

# 1 INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales son aquellas que una vez utilizadas para procesos en el hogar, la industria o la acuicultura, son desechadas a alcantarillas del servicio público, ríos, lagos o mares. Al ser vertidas en cuerpos de agua naturales, ocasionan degradación ambiental a estos ecosistemas, que en muchas ocasiones no tienen la suficiente capacidad de depurarse por resiliencia. Por ello es necesaria la implementación de procesos de tratamiento de agua residual, con la finalidad de reducir sus niveles de contaminantes hasta un punto en que estos no afecten a los seres vivos del cuerpo receptor de la descarga, o en su caso los procesos de cultivo acuícola cuando existe recirculación.

Entre 1980 y 2014, la población mundial aumentó de 4,400 millones a 7,000 millones de habitantes (ONU, 2015) y con ello la necesidad de alimento para subsistir. Estos alimentos se han obtenido en buena parte de la acuicultura, y en consecuencia, hoy en día el 50% de los productos acuáticos que se consumen en el mundo provienen de esta actividad (FAO, 2016). Sin embargo, su desarrollo ha venido acompañado de impactos ambientales negativos como la generación de efluentes altamente contaminados con nitrógeno, materia orgánica y patógenos, resultado del alimento no comido por los peces y de su excreción (Díaz *et al.*, 2012).

Debido a lo anterior, surgen los sistemas acuícolas recirculados (RAS, por las siglas del inglés de Recirculating Aquaculture Systems) como una alternativa para promover la acuicultura intensiva pero sin la generación de efluentes contaminados, ya que este tipo de sistemas permiten combinar los beneficios de un cultivo intensivo con el ahorro de agua. Los RAS son una tecnología relativamente reciente que se basa en la recirculación de toda el agua usada en los estanques de cultivo. No obstante, su uso implica la acumulación de compuestos nitrogenados que deben ser removidos del agua (*i.e.* amoniaco, nitritos y nitratos) ya que son tóxicos para los peces (Timmons y Ebeling, 2010), para ello generalmente se hace pasar por un tratamiento físico y biológico con la finalidad de remover estos compuestos. El

nitrógeno amoniacal total (NAT) es uno de los compuestos de mayor interés en estos sistemas, ya que incluso en bajas concentraciones ( $<0.025 \text{ mgN-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$ ) puede ser tóxico para los peces y reducir su resistencia a enfermedades (Crab *et al.*, 2007).

Los reactores de lecho móvil (RLM) son una opción viable de tratamiento biológico para eliminar nitrógeno amoniacal, ya que combinan las ventajas de los reactores completamente mezclados de biomasa en suspensión, con las de los reactores de biopelícula, ya que tiene bajos tiempos de retención hidráulica y altos tiempos de retención celular. El objetivo del RLM es lograr el crecimiento de biomasa bacteriana en forma de biopelícula sobre un medio de soporte móvil, que se encuentra circulando por todo el reactor (Delnavaz *et al.*, 2010), esta biomasa bacteriana es la que llevará a cabo los proceso de remoción de nitrógeno amoniacal por diferentes vías. Una de ellas es la nitrificación-desnitrificación simultánea (NDS), en la cual el nitrógeno amoniacal es transformado en nitratos (nitrificación), y posteriormente en nitrógeno gas (desnitrificación) que escapa a la atmósfera (Metcalf y Eddy, 2003). Otra vía es la asimilación, donde las bacterias transforman el nitrógeno amoniacal en parte de su biomasa para realizar sus funciones vitales (López, 2009). Estudios previos (Arbiv y van Rijn, 1995; Bassin *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2009; Chu y Wang, 2011; Falletti y Conte, 2007; Fu *et al.*, 2010; Mattei *et al.*, 2015; Pathak *et al.*, 2007; Sabumon, 2007; Wang *et al.*, 2010) han demostrado que la relación C/N (sustrato para las bacterias y nitrógeno inorgánico) tiene influencia sobre la velocidad y eficiencia de remoción de NAT en varios tipos de reactores.

En este trabajo se simuló la operación de un RLM acoplado a un RAS de tilapia, con la finalidad de determinar la influencia de la relación C/N sobre los procesos de remoción biológica de NAT: (i) nitrificación-desnitrificación simultánea y (ii) la asimilación bacteriana, lo cual permitió, tener una evaluación de en qué medida está aportando cada proceso a la remoción total de NAT en cada condición de trabajo (C/N).

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo general**

Analizar, por medio de simulación, el proceso de remoción de nitrógeno amoniacial en el reactor de lecho móvil, de un sistema acuícola recirculado.

### **2.2 Objetivos particulares**

- a) Determinar, por medio de simulación, si la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacial se ve modificada al cambiar la relación C/N en el sustrato.
- b) Determinar, por medio de simulación, si la relación C/N del sustrato orienta la remoción de hacia: (i) la nitrificación-desnitrificación simultánea o, (ii) la asimilación bacteriana, como principal proceso de remoción de nitrógeno amoniacial.

### **3 HIPÓTESIS**

Al disminuir la relación C/N del efluente acuícola, la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal aumentará en el reactor de lecho móvil y la nitrificación-desnitrificación simultánea será el proceso de remoción biológica preponderante.

## 4 JUSTIFICACIÓN

La acuicultura es una actividad económica con gran potencial de crecimiento, provee de alimento a la población, a la vez que genera empleos, constituyendo beneficios económicos y sociales. No obstante, es una actividad que requiere una gran cantidad de agua, así como recambio de la misma para mantener un cultivo intensivo, lo cual se traduce en impactos ambientales negativos. Los reactores de lecho móvil son una alternativa para tratar agua residual, y han sido usados también para los efluentes de RAS con buenos resultados, llegando a eliminar hasta 95% de nitrógeno amoniacial, compuesto tóxico para los peces (Bassin *et al.*, 2015).

Existen herramientas de simulación de los procesos de tratamiento del RLM que permiten optimizar su operación. Por otro lado, también es posible reducir los costos de diseño y operación implicados en este tipo de procesos, ya que se pueden ahorrar tiempo y recursos económicos que implica realizar experimentos a escala laboratorio o incluso con reactores piloto o a escala real. En este trabajo se estudia la relación C/N, simulando las condiciones de un RLM en un RAS, con el objetivo de optimizar los procesos de degradación y remoción de contaminantes. Por lo tanto, se considera que este trabajo ayudará al operador del reactor a tomar mejores decisiones en su operación, y a los acuicultores brindará una opción sustentable para su producción.

## **5 MARCO TEÓRICO**

### **5.1 Acuicultura**

La acuicultura es la actividad de producción de animales de más rápido desarrollo a nivel mundial, lo que ha conducido a que actualmente 50% de los productos acuáticos que se consumen en el mundo provengan de la acuacultura (FAO, 2016). En este contexto, América Latina es de las regiones con mayor producción, donde México, Chile, Brasil y Ecuador aportan el 85% de la producción de la zona (DINARA, 2010).

En México, actualmente poco más de 15% de la producción pesquera total es aportada por la acuicultura, no obstante, se estima que posee el potencial de alcanzar hasta un 40% de la producción si la actividad se diversifica y tecnifica, orientándola a incrementar su eficiencia y reducir los posibles impactos ambientales (Montero, 2015).

- Cultivo de tilapia**

El cultivo de tilapia (*Orechromis sp.*) es de gran importancia en la producción de proteína animal en los países en vías de desarrollo, además de ser uno de los más rentables ya que es altamente productivo debido a ciertas características de la especie. Estas características son: rápido crecimiento, resistencia a enfermedades, alta productividad, tolerancia a condiciones de alta densidad de organismos, capacidad de sobrevivir en bajas condiciones de oxígeno y a la gran dieta que acepta, la cual incluye alimentos naturales y artificiales. La tilapia se puede cultivar en forma intensiva, extensiva y semi intensiva con densidades de siembra que van de 10 a 150 organismos por metro cuadrado, dependiendo de la etapa de cultivo (Montero, 2015). En México, el 91% de la producción de este pez proviene de la acuicultura (SAGARPA, 2012).

- **Parámetros de calidad del agua para el cultivo de tilapia**

El éxito de un cultivo de peces depende principalmente de proporcionar un ambiente óptimo para un rápido crecimiento al menor costo. En el agua encontramos múltiples variables que se pueden medir, sin embargo sólo unos cuantos de estos parámetros juegan un papel decisivo para el cultivo y crecimiento de los peces (Timmons y Ebeling, 2010). En la tabla 5.1 se enlistan los principales parámetros a tomar en cuenta en el cultivo de tilapia.

Tabla 5.1 Parámetros de calidad del agua para la reproducción de tilapia, en mg·L<sup>-1</sup>  
(Beveridge y McAndrew, 2000)

Parámetro	Ideal	Crítico
Nitrógeno amoniacal	<3	>15
Amoniaco	<0.02	>1
Nitritos	<1	>5
Nitratos	<20	>500
Oxígeno disuelto	6	<2
Temperatura	28 a 32	10 a 35
pH	7.5	6.5 8.5
Sólidos suspendidos	<20	>200
DBO <sub>5</sub>	<5	>200
Salinidad	<10	>40
Dióxido de carbono	<10	>20
Ácido sulfídrico	<1	---
Metales pesados	---	<0.01

A continuación se presentan los parámetros considerados como críticos y su influencia sobre el cultivo de tilapia (Timmons y Ebeling, 2010).

- **Compuestos nitrogenados**

El nitrógeno es un nutriente escencial para todos los peces y en general para todos seres vivos, ya que se encuentra en diversas moléculas como proteínas, ácidos nucléicos, ATP y pigmentos, solo por mencionar algunas. No obstante, el nitrógeno

se requiere únicamente en pequeñas cantidades para satisfacer las necesidades fisiológicas de los organismos, por lo que el exceso de esta molécula debe ser removido del agua. Los peces generan y expulsan varios compuestos nitrogenados de desecho a través de las branquias y la excreción de orina y heces. Estos compuestos son amoniaco, urea, ácido úrico y aminoácidos. Por otro lado, desechos orgánicos de organismos muertos, comida no injerida y nitrógeno gas de la atmósfera proporcionan otras fuentes de compuestos nitrogenados al agua (Timmons y Ebeling, 2010). Es este sentido aproximadamente 75% del nitrógeno del alimento no es utilizado y permanecen en el agua del cultivo, deteriorando su calidad. Esto se debe a que la digestión de los peces es deficiente y una gran parte del alimento pasa a lo largo del intestino sin ser digerido y posteriormente es excretado. Esto se debe a que la comida pasa poco tiempo en contacto con las paredes del intestino, debido a que es muy corto respecto al largo del cuerpo (Crab *et al.*, 2007). En la figura 5.1 se esquematiza el origen de los compuestos nitrogenados en el agua. El alimento no comido y las heces son depositados como sedimentos en los estanques, representando la principal fuente de nitrógeno amoniacal total (NAT) en el agua. Adicionalmente, la excreción por medio de las branquias también aporta NAT.

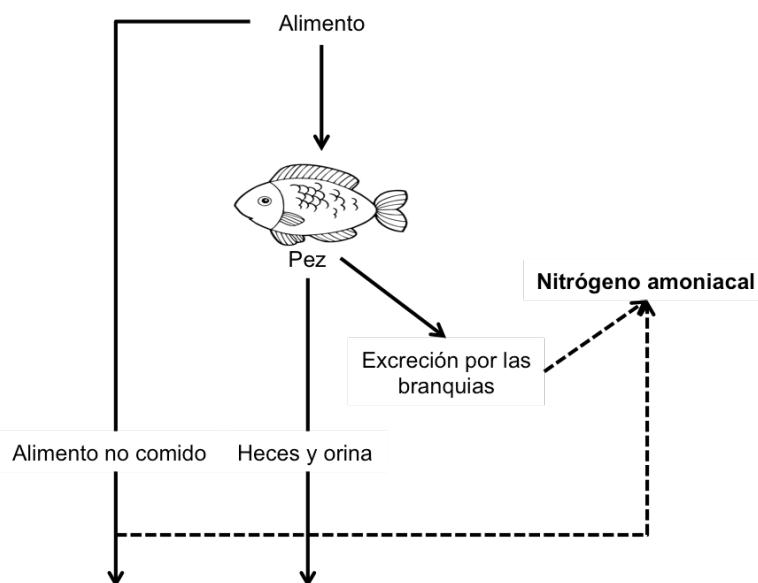


Figura 5.1 Origen del nitrógeno amoniacal en los estanques de cultivo (modificado de Crab *et al.*, 2007).

- **Nitrógeno amoniacial total**

Está compuesto por amoniaco ( $\text{NH}_3$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ). La suma de estos compuestos es llamado nitrógeno amoniacial total (NAT). El amoniaco es el compuesto más tóxico para los peces, debido a su capacidad de moverse a lo largo de las membranas de sus células. La concentración de estas dos formas de amoniaco estará en función de la temperatura, salinidad y pH del agua (Fig. 5.2). Por lo tanto, la toxicidad del NAT depende del porcentaje de amoniaco no ionizado. Un aumento en la temperatura, pH o salinidad incrementara la proporción de amonio en el NAT, por ejemplo, en condiciones ideales de cultivo de tilapia, *i.e.*, con 30°C de temperatura y pH de 7.5, la concentración de amoniaco será de 2.48% del NAT (Timmons y Ebeling, 2010).

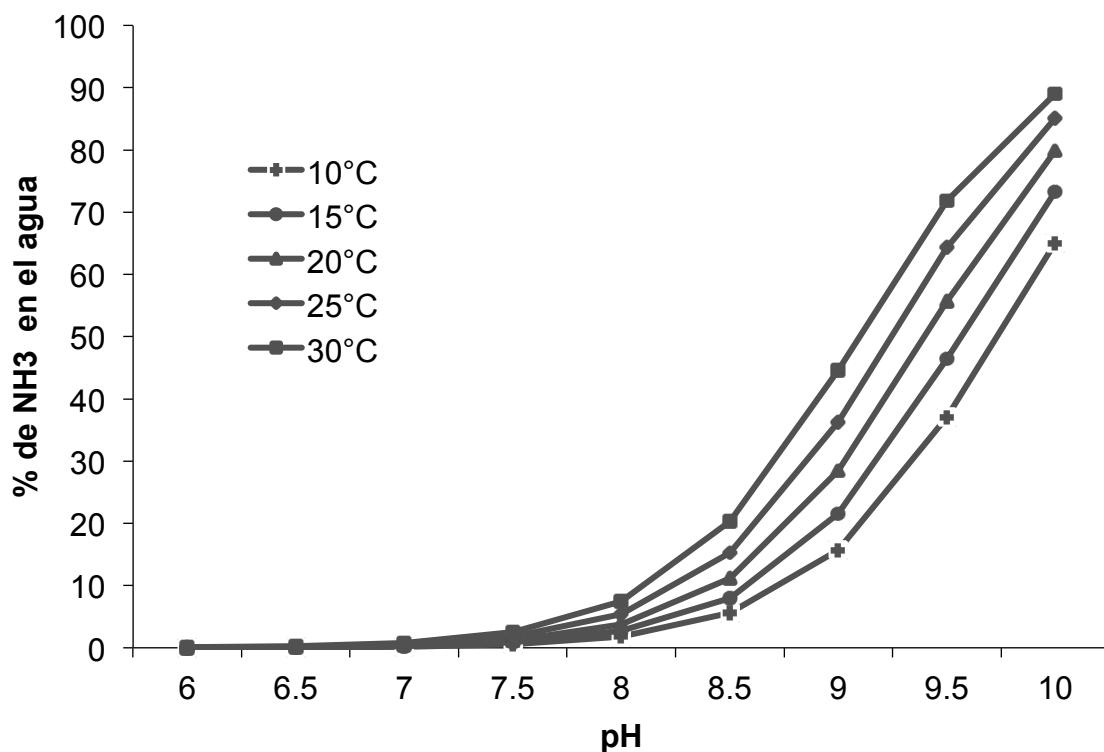


Figura 5.2 Porcentaje de amoniaco respecto al nitrógeno amoniacial en agua dulce, a diferentes condiciones de pH y temperatura

Para el cultivo de tilapia, la concentración de NAT en el agua no debe rebasar los 20 mg·L<sup>-1</sup> y el amoniaco debe estar por debajo de 0.1 mg·L<sup>-1</sup> (García y Martínez, 2008).

- **Nitritos**

Los nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) son el producto intermedio de la nitrificación del amoníaco a nitratos. Esta transformación es producto de las bacterias nitrificantes, sin embargo, si estas no están presentes en los estanques, las moléculas de nitrito permanecerán en el agua causando un gran daño a los peces al afectar la hemoglobina de su sangre y por lo tanto la capacidad de transportar oxígeno (Timmons y Ebeling, 2010). La concentración de este compuesto en el agua no debe ser mayor a  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (SAGARPA, 2012), sin embargo hay autores que sugieren que no se deben rebasar  $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (García y Calvário, 2008).

- **Nitratos**

Esta molécula ( $\text{NO}_3^-$ ) es el resultado final del proceso de nitrificación y la menos tóxica de los compuestos nitrogenados en los estanques acuícolas, ya que se ha reportado que no afecta la producción a concentraciones de  $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (Timmons y Ebeling, 2010). No obstante algunos autores sugieren que su concentración no exceda los  $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (Beveridge y McAndrew, 2000). Si el sistema de tratamiento del RAS funciona de forma adecuada, estos compuestos serán utilizados por las bacterias heterótrofas, disminuyendo su concentración.

- **Oxígeno disuelto (OD)**

Este parámetro es fundamental, ya que la falta de una adecuada concentración de OD limitará la sobrevivencia de los peces. Esta variable está estrechamente relacionada con la temperatura y la concentración de materia orgánica. Si aumentan, la disposición de oxígeno para los peces será menor (DINARA, 2010). La respuesta de los peces a una concentración crítica de oxígeno disuelto no es necesariamente la muerte, sino que se pueden presentar una serie de problemas fisiológicos de manera continua. Además, se tiene que considerar el tiempo de exposición a esa concentración, la salud y el tamaño del pez, así como la temperatura del agua. De manera general se considera que una baja concentración de oxígeno disuelto limita

la producción de tilapia y por ende la densidad de cultivo. Una concentración óptima de oxígeno disuelto para cultivo de tilapia está entre 3 y 5 mg·L<sup>-1</sup> (SAGARPA, 2012), aunque hay autores que consideran un rango más estrecho de entre 2 y 4.5 mg·L<sup>-1</sup> (García y Calvario, 2008).

- **Temperatura**

Los peces son organismos poiquilotermos, lo cual hace que su temperatura corporal dependa del medio en el que viven, convirtiendo este parámetro en la variable más importante para el cultivo, sólo después del oxígeno disuelto (DINARA, 2010; Timmons y Ebeling, 2010). La temperatura óptima del agua para el crecimiento de tilapia está entre los 24 y 29 °C, no obstante algunos autores reportan rangos distintos que van de 25 hasta 32 °C (García y Calvario, 2008). Independientemente del rango que se considere, estos organismos son considerados de agua cálida y a temperaturas menores a 20°C se inhibirá por completo su reproducción siendo los 11° C letales para el pez (SAGARPA, 2012). Dentro de los rangos óptimos de temperatura, será preferible la más alta, ya que será donde el metabolismo de los peces y la asimilación de alimento serán mayores. El monitoreo constante de este parámetro es importante ya que se relaciona con la concentración de amonio y amoniaco, compuestos tóxicos para los peces (Timmons y Ebeling, 2010).

- **Potencial de hidrógeno (pH)**

Este parámetro expresa la intensidad de las características ácidas o básicas el agua. Los peces expuestos a pH extremo pueden sufrir desde estrés hasta la muerte, debido a que esta variable regula otras de mayor importancia en la acuacultura, por ejemplo, solubilidad del oxígeno y concentración de amonio (Timmons y Ebeling, 2010). Esto se traduce en que cambios bruscos en el pH perjudicarán de forma significativa a los peces (DINARA, 2010), cuyo valor óptimo para el cultivo es 7.5, con un límite máximo y mínimo de 8.5 y 6.5 respectivamente (SAGARPA, 2012), aunque García y Calvario (2008) reportan un límite máximo de 9.

- **Turbiedad**

Es propiedad está dada por la presencia de material en suspensión, que puede estar generada por organismos vivos, elementos orgánicos y minerales (Corral *et al.*, 2000). La turbiedad óptima para el cultivo es de  $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , siendo 30 el máximo para un óptimo desarrollo de las tilapias (SAGARPA, 2012). La presencia de turbiedad es un indicador de la calidad del agua y mediante su medición se puede inferir indirectamente la escasez de oxígeno y la disponibilidad de nutrientes (DINARA, 2010).

- **Alcalinidad**

Es una medición de la capacidad de amortiguamiento de pH del agua, *i.e.*, la capacidad de neutralizar ácidez. Se expresa en  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ) (Timmons y Ebeling, 2010). Para un cultivo de tilapia se recomienda un rango óptimo de alcalinidad de 100 a 200  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  (García y Calvario, 2008). Los iones que contribuyen en mayor medida a este parámetro son el carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y el bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ). Para la acuacultura es importante el control de la alcalinidad, ya que a su vez controla la concentración de  $\text{CO}_2$  en los estanques, el cual puede llegar a ser nocivo para los peces en concentraciones relativamente bajas (*i.e.*,  $[\text{CO}_2] < 20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). La figura 5.3 muestra la relación pH,  $\text{CO}_2$  para distintos valores de alcalinidad. Como regla general, por cada libra de comida suministrada al estanque, se deben de agregar 113 g de bicarbonato de sodio para amortiguar la disminución en el pH (Timmons y Ebeling, 2010).

- **Dióxido de carbono**

Es un compuesto altamente soluble en agua, la gran mayoría del dióxido de carbono presente en los estanques de cultivo proviene de la respiración de los peces y de la descomposición de la materia orgánica. Una alta concentración de  $\text{CO}_2$  reduce la eficiencia de respiración de los peces, así como la capacidad de sus branquias para

excretar este mismo compuesto, y la tolerancia a bajas concentraciones de oxígeno disuelto.

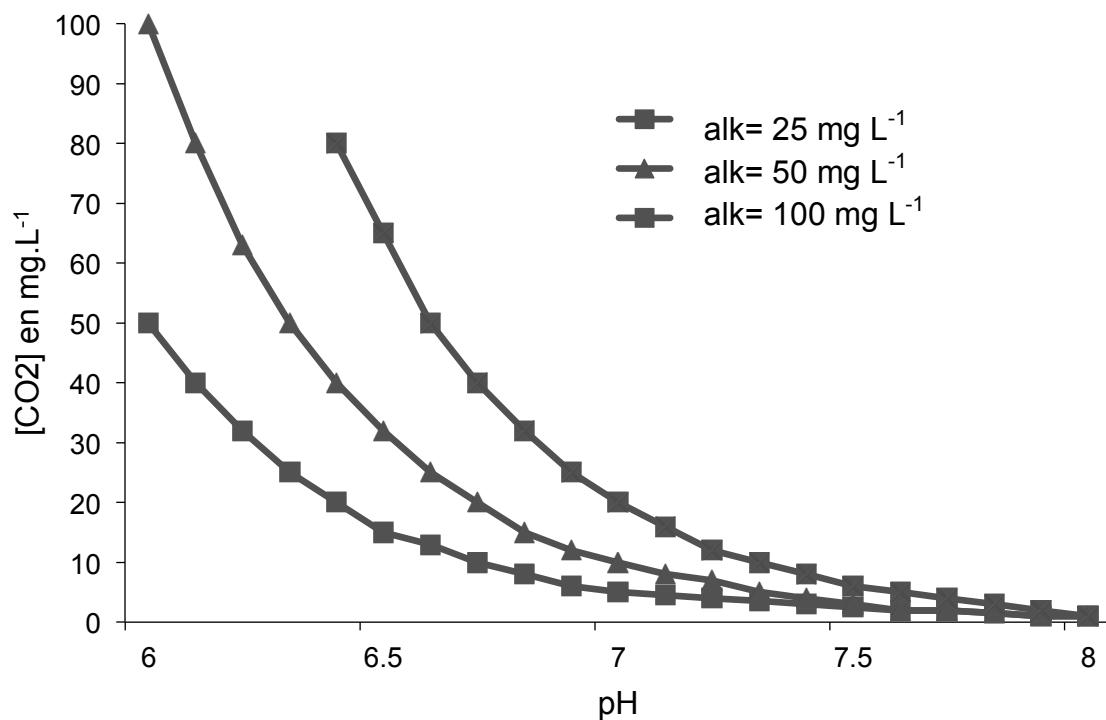


Figura 5.3 Relación entre pH, alcalinidad y CO<sub>2</sub> cuando la alcalinidad es de 25, 50 y 100 mg·L<sup>-1</sup> a 20 °C en agua dulce. Timmons y Ebeling (2010).

- **Salinidad**

La salinidad se define como la concentración total de iones disueltos en el agua. El mayor porcentaje de la salinidad es aportado por iones disueltos de calcio, sodio, potasio, bicarbonato, cloruro y sulfato. (Timmons y Ebeling, 2010). Concentraciones mayores a 7 mg·L<sup>-1</sup> podrían llegar a ocasionar estrés osmótico a casi cualquier organismo cultivado en agua dulce. Para el caso del cultivo de tilapia se considera un rango óptimo entre 5 y 10 mg·L<sup>-1</sup> (García y Calvário, 2008).

## **5.2 Procesos biológicos de tratamiento de agua residual acuícola**

Los sistemas acuícolas recirculados (RAS) ayudan a resolver uno de los problemas más importantes de la acuicultura convencional: la limitada disponibilidad de agua de calidad para el cultivo. Además, los RAS permiten tener una densidad de cultivo mayor al ofrecer agua tratada para el cultivo. Una de las características más importantes de estos sistemas, es que son considerados sustentables, debido a que utilizan entre 90 y 99% menos agua que los sistemas acuícolas convencionales. La remoción de compuestos nitrogenados (especialmente NAT) es de vital importancia en estos sistemas, ya que ello define su éxito o fracaso (Timmons y Ebeling, 2010).

### **5.2.1 Remoción de nitrógeno amoniacal del agua**

La remoción de NAT del agua se puede realizar por métodos biológicos, transformándolo incluso hasta nitrógeno gas que se incorpora a la atmósfera. Estos procedimientos utilizan la necesidad de los microorganismos de obtener energía a partir de compuestos orgánicos y/o inorgánicos. Por una parte se encuentran bacterias heterótrofas que utilizan compuestos orgánicos como fuente de carbono, y por otro lado las autótrofas que obtienen el carbono a partir del CO<sub>2</sub> disuelto en el agua (López Castillo, 2009).

Los principales procesos biológicos para remover nitrógeno amoniacal del agua son: (i) nitrificación-desnitrificación simultánea y (ii) asimilación. La nitrificación se lleva a cabo únicamente en ambiente aerobio, mientras que la desnitrificación y la asimilación se llevan a cabo en ambos medios (Fig. 5.4). Estos procesos biológicos se describen en detalle a continuación.

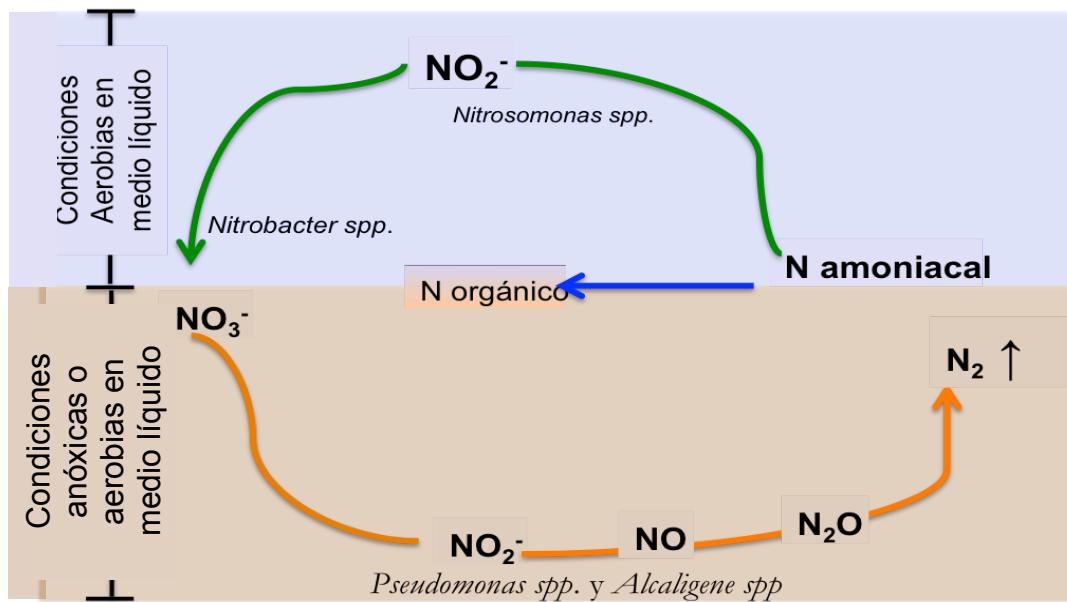


Figura 5.4 Principales vías biológicas de remoción de nitrógeno amoniacial total.

- **Nitrificación-Desnitrificación simultánea**

La nitrificación-desnitrificación simultánea (NDS) es un proceso en el cual el NAT es oxidado a nitratos en condiciones aerobias por bacterias autótrofas (nitrificación); posteriormente, los nitratos son reducidos a nitrógeno gas (desnitrificación) por bacterias que se encuentran en condiciones anóxicas (Metcalf y Eddy, 2003) o aerobias (Münch *et al.*, 1996). La ventaja de usar este proceso radica en el hecho de que no se requieren tener tanques separados para la remoción nitrógeno a diferencia de las plantas de tratamiento convencionales, lo cual representa ahorro en dinero y espacio (Chu y Wang, 2011).

La nitrificación es llevada a cabo por bacterias del género *Nitrosomonas spp.*, (Timmons y Ebeling, 2010). Consiste en las siguientes reacciones:



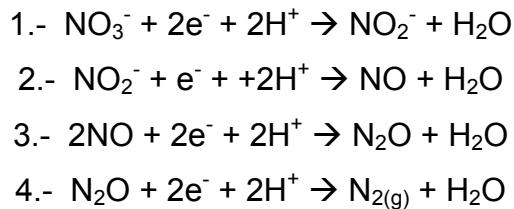
Posteriormente, el nitrito generado es transformado a nitrato por bacterias del género *Nitrobacter spp.*, (Timmons y Ebeling, 2010) y se resume en la siguiente reacción:



De manera general el proceso de nitrificación se resume en la siguiente reacción:



Una vez que el NAT ha sido transformado a nitratos, las bacterias desnitrificantes pertenecientes a los géneros *Pseudomonas spp.* y *Alcaligene spp.* podrán utilizarlos y transformarlos en nitrógeno gas, teniendo como compuestos intermedios óxido nítrico y nitroso, de acuerdo a la siguiente serie de reacciones (Timmons y Ebeling, 2010):



- **Factores que afectan el proceso de NDS**

Diversos factores pueden influir en la transformación de NAT. El pH es uno de ellos, la literatura sugiere un óptimo de 7 a 9. Un pH óptimo para las bacterias del género *Nitrosomonas* va de 7.2 a 7.8 y para el género *Nitrobacter* de 7.2 a 8.2. Un cambio súbito en el parámetro (*i.e.* 0.5 a 1 unidades), afectará a las bacterias nitrificantes, que requerirán de tiempo para adaptarse a las nuevas condiciones del medio, por otro lado, las bacterias desnitrificantes toleran un rango más amplio que va de 6 a 8 unidades. A diferencia del pH, la temperatura no juega un rol tan significativo. Se ha demostrado que temperaturas entre 14 y 27 °C no afectan significativamente la nitrificación. De la misma manera, las bacterias desnitrificantes toleran un amplio

rango de temperatura, que va de 10 a 30°C. Por otro lado, la alcalinidad sí juega un papel relevante en el proceso. Durante la nitrificación se consume alcalinidad a una tasa de  $7.05 \text{ gAlk}\cdot\text{gN}^{-1}$ , mientras que en el proceso de desnitrificación se genera. Sin embargo, si la alcalinidad aumenta de manera desproporcionada, se acumularán compuestos intermedios de la desnitrificación (*i.e.* nitritos y óxido nitroso). De manera general, se recomienda mantener la alcalinidad entre 100 y 150  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$ , lo cual se logra mediante la adición de carbonatos . La concentración de NAT también afecta la NDS, ya que a mayor concentración, mayor será la nitrificación y por lo tanto la concentración de nitratos para las bacterias desnitrificantes aumentará. El oxígeno disuelto es un factor limitante en el proceso de NDS, ya que las bacterias del género *Nitrobacter*, responsables de la transformación de nitrito a nitrato presentan un crecimiento limitado con bajas concentraciones de OD. De acuerdo a cálculos estequiométricos, se requieren 4.18g de oxígeno disuelto por cada gramo de nitrógeno que será nitrificado, por lo que de manera general, una aireación constante es necesaria para mantener una concentración mínima de  $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para lograr un alto rendimiento de nitrificación (Timmons y Ebeling, 2010).

- **Asimilación**

La asimilación de nitrógeno consiste en la utilización de los compuestos nitrogenados inorgánicos por los microorganismos para ser transformados en nitrógeno orgánico mediante la incorporación a sus estructuras celulares (López, 2009). El nitrógeno es un nutriente esencial para las bacterias que participan en los procesos de remoción de contaminantes del agua residual, las cuales utilizan un gran porcentaje de este para crecer y reproducirse. La cantidad de nitrógeno removido por unidad de DQO depende de un gran número de variables asociadas al proceso de tratamiento. El nitrógeno removido por asimilación y convertido en nueva biomasa puede ser estimado cuantificando los sólidos suspendidos volátiles (Brown y Koch, 2005).

### 5.2.2 Reactores de lecho móvil en sistemas acuícolas recirculados

Los reactores de lecho móvil (RLM) combinan las ventajas de los procesos de lodos activados y las de reactores de biopelícula, debido a que utilizan medios de soporte flotantes que proporcionan gran área superficial para el crecimiento de las bacterias, todo ello sin necesidad de recircular la biomasa en el proceso, evitando la acolmatación (Chu y Wang, 2011). Desde que fueron desarrollados a principios de los años 90's, los RLM han mostrado mejoras en su rendimiento. Son sencillos de operar, compactos, y presentan una eficiencia de remoción estable (Zhu *et al.*, 2015), características que los hacen ser un sistema adecuado para tratar los efluentes acuícolas para su recirculación. El principio de funcionamiento del RLM consiste en agregar medios de soporte en un tanque (Fig. 5.5).

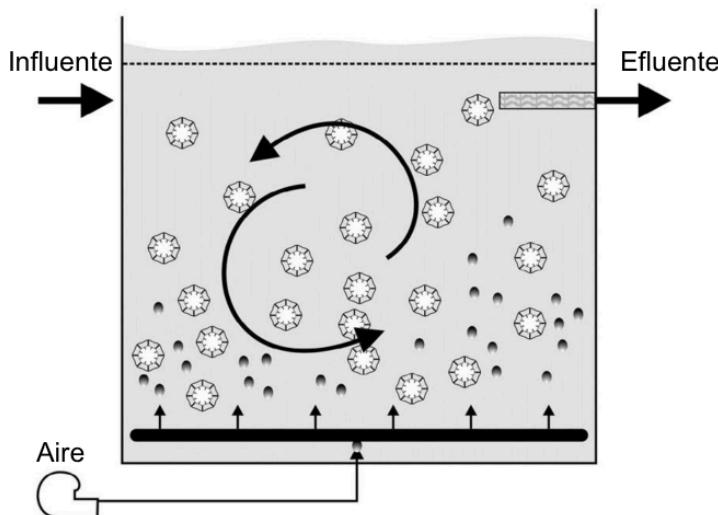


Figura 5.5 Principio del funcionamiento de los RLM (modificado de Barwal y Chaudhary, 2014)

Estos medios, pueden ser de diferente naturaleza, y son los que proporcionarán el área superficial para que las bacterias crezcan. De manera general, el medio de soporte puede ocupar entre un 25 y un 50% del volumen total del tanque. Posterior al RLM, es necesaria la colocación de un clarificador secundario que sedimente las bacterias que se pudieran haberse desprendido de la biopelícula. Sin embargo,

comparado con un proceso convencional de lodos activados, la cantidad de lodos secundarios es mucho menor, lo cual representa una ventaja (Metcalf y Eddy, 2003). Aunque los estudios de RLM acoplados a RAS son escasos, su uso se muestra prometedor (Soto, 2015), ya que este tipo de reactores son capaces de remover altos porcentajes de nitrógeno amoniacoal de efluentes no acuícolas (Bassin *et al.*, 2015; Chu y Wang, 2011; Fu *et al.*, 2010; Falletti y Conte, 2007;). Algunos autores que han trabajado con reactores de lecho móvil acoplados a RAS, han reportado una alta eficiencia de tratamiento del agua a recircular, lo cual permite el cultivo de diversos organismos acuáticos como salmón, rodaballo y trucha (Rusten *et al.*, 2006), así como tilapia (Soria, 2015; Soto, 2015).

### 5.2.3 Material de soporte

Es el material que será usado por los microorganismos para adherirse y crecer. El área superficial efectiva para el desarrollo de las bacterias depende de cada medio de soporte. Existen diferentes medios de soporte con diferentes formas, tamaños y materiales, por ejemplo, poliuretano de alta densidad, polipropileno y polietileno, con una densidad ligeramente menor a la del agua (*i.e.*,  $\approx 0.95 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ). Generalmente tienen forma cilíndrica con cruces en el interior y pequeñas aletas en la parte exterior. La tabla 5.2 muestra las características de distintos medios de soporte (Barwal y Chaudhary, 2014).

Tabla 5.2 Propiedades físicas de diferentes medios de soporte (Barwal y Chaudhary, 2014)

Modelo	Compañía	Material	Largo (mm)	Diámetro (mm)	Área superficial efectiva ( $\text{m}^2\cdot\text{m}^{-3}$ )
K1	AnoxKaldnes™	Poliuretano de alta densidad	7	9	500
K2	AnoxKaldnes™	Poliuretano de alta densidad	15	15	350
K3	AnoxKaldnes™	Poliuretano de alta densidad	12	25	500
Biofilm-Chip M	AnoxKaldnes™	Poliuretano de alta densidad	2.2	48	1200
Biofilm-Chip P	AnoxKaldnes™	Poliuretano de alta densidad	3	45	900

BioSphere	Seimens	Polietileno	5 a 9	13	800
Spira 12	Seimens	Polietileno	12	12	650
FXP-25/10	Fxsino	Polietileno	10	25	600

El área superficial efectiva de los medios de soporte es el parámetro más importante para el funcionamiento del reactor, ya que de manera general, conforme mayor sea esta, la remoción de materia orgánica y compuestos nitrogenados también será mayor (Barwal y Chaudhary, 2014). Existen otros materiales usados como medio soporte, como la tierra diatomea, que presenta gran porosidad y permite el crecimiento de microorganismos, logrando remoción de DQO, NAT, y turbiedad con una efectividad máxima de 95%, 92.5% y 96.7% respectivamente (Zhao *et al.*, 2006).

#### **5.2.4 Biopelículas**

El objetivo del RLM es lograr el crecimiento de crecimiento de biomasa en forma de biopelícula sobre el medio de soporte móvil (Delnavaz *et al.*, 2010). La biopelícula es una comunidad biológica, principalmente de bacterias, estructurada y embebida en una matriz de sustancias poliméricas extracelulares (SPE). Presenta una estructura tridimensional que le proporciona estabilidad mecánica al estar vinculada una célula con otra y a su vez a la superficie del medio de soporte, lo cual le brinda a las bacterias de resistencia a las condiciones hidráulicas del medio acuoso donde se encuentra, previniendo su desprendimiento (Meena *et al.*, 2014; Zhu *et al.*, 2015).

#### **5.2.5 Relación C/N**

Se considera un parámetro fundamental en los procesos de los reactores de tratamiento de agua, describe la relación entre el carbono orgánico y alguna forma de nitrógeno, y ha sido utilizado como una medida de la disponibilidad y competición por carbono y el nitrógeno (Bassin *et al.*, 2012). Altos valores de la relación permiten a las bacterias heterótrofas predominar en el reactor sobre las bacterias autótrofas en cuanto a la competencia por espacio y oxígeno se refiere. En los RAS que cuentan con un reactor biológico de tratamiento (e.g. un RLM), la relación C/N se verá

afectada por el alimento no comido por los peces, sus heces y las bacterias muertas que salen de los estanques de cultivo, disminuyendo su valor (Guerdat *et al.*, 2011). La relación C/N necesaria para realizar la transformación completa de nitrato a nitrógeno gas (desnitrificación) dependerá del tipo de fuente de carbono y de las especies de bacterias presentes. Para la mayoría de las fuentes de carbono disponibles en el mercado, una relación C/N entre 3 y 6 permitirá una desnitrificación completa. Por otro lado, una deficiencia de carbono causará una acumulación de productos intermedios de la desnitrificación (tanto nitritos como óxido nitroso) mientras que un exceso del mismo conllevará a una baja nitrificación. Esta relación puede ser controlada mediante la adición de una fuente externa de carbono como etanol o metanol, siendo este último el más usado (Timmons y Ebeling, 2010).

### **5.3 Simulación**

La evaluación del rendimiento y condiciones de operación del RLM puede realizarse únicamente con análisis de laboratorio o complementándolos mediante un programa computacional de simulación que permite describir el comportamiento del reactor bajo diferentes condiciones de operación. La simulación consiste en la resolución de los modelos matemáticos mediante el uso de un software, dicha resolución describe el comportamiento de un proceso de tratamiento de agua en particular. El uso de estas herramientas es un auxiliar en el diseño y análisis de los procesos de tratamiento de agua residual (Mannina *et al.*, 2011).

#### **5.3.1 Modelos matemáticos**

Los modelos de lodos activados (ASM por sus siglas en inglés: Activated Sludge Models) son metodologías que representan el estado del arte aplicado en procesos de tratamiento (Ezpinoza-Rodríguez y Fall, 2015). Son una descripción matemática de procesos que ocurren en un reactor biológico que trata agua residual. Estas descripciones matemáticas se expresan mediante balances de masa que consideran las cinéticas de las reacciones involucradas en los procesos de tratamiento y la hidrodinámica, así como caudales de entrada y salida.

Estos modelos fueron desarrollados por la Asociación Internacional del Agua (IWA por sus siglas en inglés: International Water Association). Actualmente existen 4 de ellos, a partir de los cuales fueron desarrollados otros modelos (e.g. Mantis y New General) para distintos propósitos de modelación y simulación (Tabla 5.3). De forma individual cada modelo contiene una matriz matemática con ecuaciones cuya resolución representa los procesos llevados a cabo en un reactor biológico. La resolución de estas ecuaciones es muy compleja, y requiere un software especializado para ello, a estos programas computacionales se les llama simuladores.

Tabla 5.3 Modelos de lodos activados desarrollados por la IWA (Henze et al., 2000) y por Hydromantis (2015)

Modelo	ASM1	ASM2	ASM2d	ASM3	Mantis	New General
Año de publicación	1987	1995	1999	2000		
Número de procesos	8	21	23	16		
Número de componentes	13	19	17	13		
Tipo de variables	C/N	C/N/P	C/N/P	C/N	C/N	C/NP
Nitrificación	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
Desnitrificación	Sí	Sí	Sí			
Remoción de fósforo	No	Sí	Sí	No	No	Sí
Remoción de DQO	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí

Las características de estos modelos son las siguientes:

- Son de tipo determinístico.
- Una expresión matemática describe fenómenos reales de forma parcial.
- El modelo está expresado mediante un balance de masas y describe cambios en las concentraciones a lo largo del proceso de tratamiento.
- Los balances combinan el transporte de sustancias en un flujo con los procesos de transformación.

- Los procesos de transporte son característicos de cada proceso de tratamiento (*i.e.*, recirculación, puga de lodos, configuración volumétrica del reactor, mezcla, etc.)

Independientemente del modelo a utilizar, éste tiene que ser calibrado a la planta de tratamiento de estudio, ya que hasta la fecha no existe un procedimiento de calibración universal y adaptable a cualquier planta. Este proceso consiste en la adaptación de un modelo para que describa cierta cantidad de información obtenida del proceso de tratamiento en estudio (Espinosa-Rodríguez and Fall, 2015).

- **Modelo matemático Mantis**

El modelo matemático Mantis permite simular el comportamiento de los procesos biológicos llevados a cabo en el RLM. El modelo Mantis cuenta con 14 componentes (8 de material soluble y 6 de material particulado) y 10 procesos (5 de crecimiento, 2 de decaimiento, 1 de amonificación y 2 de hidrólisis), los cuales se presentan en notación matricial (Anexo 1). Los componentes relacionados a sustancias carbonosas del agua son medidos en DQO (Fig. 7.4), mientras que los restantes corresponden a compuestos nitrogenados (Fig. 7.5), 1 al oxígeno disuelto y 1 a la alcalinidad. Los 10 procesos del modelo son los siguientes:

- Crecimiento aerobio de heterótrofos con sustrato soluble y nitrógeno amoniacial total.
- Crecimiento anóxico de heterótrofos con sustrato soluble y nitrógeno amoniacial total.
- Crecimiento aerobio de heterótrofos con sustrato soluble y nitratos.
- Crecimiento anóxico de heterótrofos con sustrato soluble y nitratos.
- Decaimiento de los heterótrofos
- Hidrólisis de la materia orgánica enredada
- Hidrólisis de nitrógeno orgánico enredado
- Amonificación de nitrógeno orgánico soluble
- Crecimiento aerobio de autótrofos

- Decaimiento de los autótrofos

Una de las características más importantes del modelo es fraccionamiento de la DQO como componente del sustrato (Fig. 5.6). En primera instancia, la materia orgánica biodegradable es dividida en dos grupos de acuerdo a sus diferencias en las tasas de degradación: la DQO fácilmente biodegradable (soluble,  $S_s$ ) y la DQO lentamente biodegradable (particulada,  $X_s$ ). El segundo fraccionamiento se da con la DQO no biodegradable, es decir, la que no será transformada en el RLM, la cual se divide en soluble y particulada. Y finalmente, la DQO correspondiente a la biomasa, que se divide en autótrofa y heterótrofa.

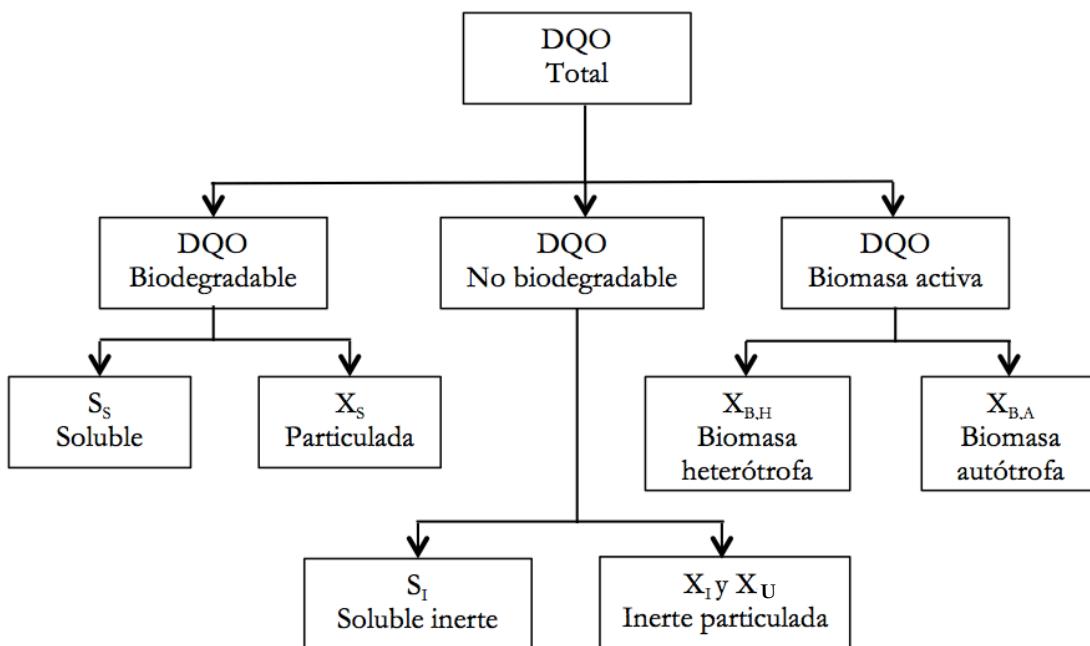


Figura 5.6 Fraccionamiento de la DQO en el modelo Mantis (Hydromantis, 2015)

El nitrógeno también se presenta un fraccionado en el modelo Mantis (Fig. 5.7). La primera diferenciación es entre el NTK y el nitrógeno inorgánico (nitritos y nitratos, representados como un solo componente). El NTK se fracciona en NAT, nitrógeno orgánico y nitrógeno contenido en la biomasa. Al igual que en el fraccionamiento de la DQO, el resto de las fracciones se clasifican en solubles y particuladas.

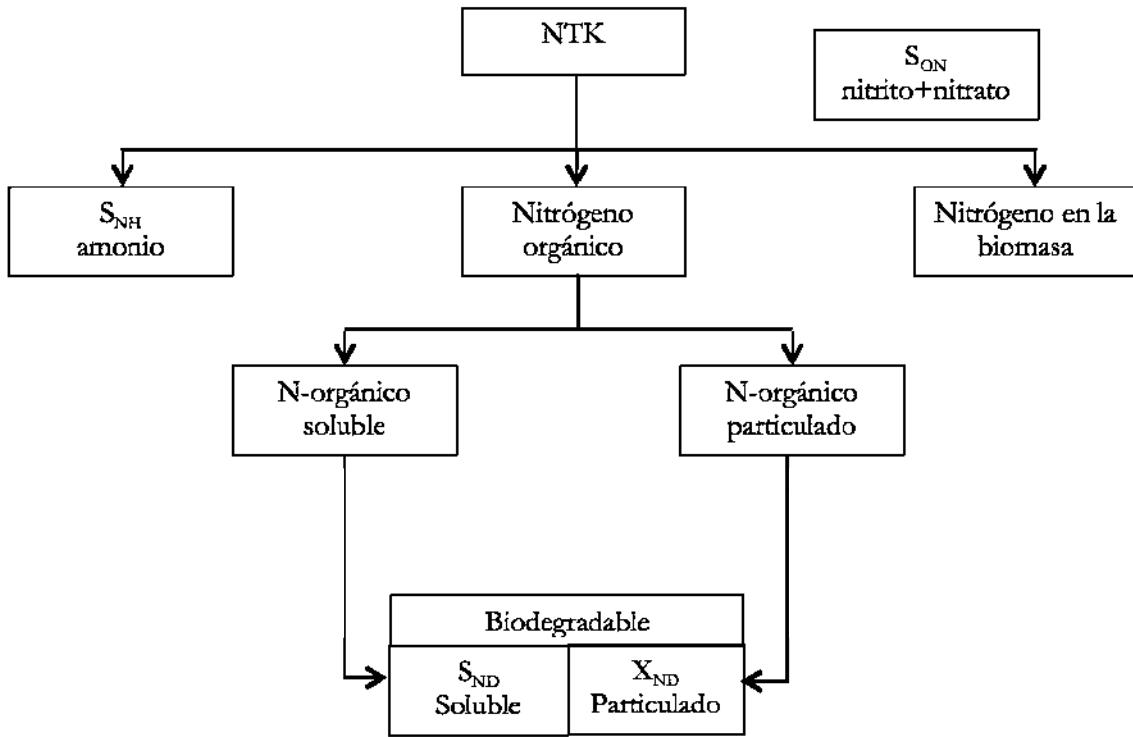


Figura 5.7 Fraccionamiento de los componentes nitrogenados en el modelo Mantis (Hydromantis, 2015)

El modelo está construido de manera matricial (Anexo 1), con la finalidad de que pueda ser leído y entendido, quedando clara la forma en que están relacionados los diferentes componentes y procesos. El software GPS-X resuelve las operaciones matemáticas que plantea el modelo, las cuales son ecuaciones diferenciales. Por ejemplo, para calcular el comportamiento del componente “bacterias heterótrofas” ( $X_{B,H}$ ) se tomarán en cuenta los procesos que participan en sus cambios (crecimiento y decaimiento) mismos que serán multiplicados por su tasa de reacción y, de ser el caso, dicho resultado se sumará a la multiplicación del siguiente proceso por su tasa de reacción. La tabla 5.4 muestra un ejemplo del modelo matemático Mantis para tres componentes. La matriz completa puede ser revisada en el anexo 1.

Tabla 5.4 Ejemplo de las ecuaciones del modelo matemático Mantis para la biomasa heterótrofa, el sustrato soluble y el oxígeno disuelto.

Componentes →i Procesos ↓j	1 X <sub>B,H</sub>	2 S <sub>S</sub>	3 S <sub>O</sub>	Tasa de reacción
1.- Crecimiento	1	− $\frac{1}{Y_H}$	$\frac{−(1 − Y_H)}{Y_H}$	$\mu_H \left( \frac{S_S}{K_{SH} + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,H}$
2.- Decaimiento	-1			(bH) (X <sub>B,H</sub> )
Parámetros estequiométricos Y <sub>H</sub> → coeficiente de rendimiento	Biomasa heterótrofa (mg DQO L <sup>-1</sup> )	Sustrato soluble (mg DQO L <sup>-1</sup> )	Oxígeno disuelto (- mg DQO L <sup>-1</sup> )	Parámetros cinéticos $\mu_H$ → tasa de crecimiento específico de los heterótrofos bH → tasa de decaimiento de los heterótrofos $K_{SH}$ → coeficiente de media saturación del sustrato biodegradable disponible $K_{OH}$ → coeficiente de media saturación del oxígeno $K_{NH}$ → coeficiente de media saturación del NAT $K_{NO}$ → coeficiente de media saturación del nitrato

De acuerdo a la matriz anterior, la ecuación para la biomasa heterótrofa quedaría de la siguiente manera:

$$\frac{dX_{B,H}}{dt} = 1 * \left[ \mu_H \left( \frac{S_S}{K_{SH} + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,H} \right] + \left[ 1 * ((bH)(X_{B,H})) \right]$$

siguiendo la misma lógica, la ecuación para el sustrato soluble sería:

$$\frac{dS_S}{dt} = - \frac{1}{Y_H} * \left[ \mu_H \left( \frac{S_S}{K_{SH} + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,H} \right]$$

Y finalmente, la ecuación para el oxígeno disuelto quedaría:

$$\frac{dS_O}{dt} = \frac{−(1 − Y_H)}{Y_H} * \left[ \mu_H \left( \frac{S_S}{K_{SH} + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,H} \right]$$

Son catorce ecuaciones las que se pueden construir con el modelo Mantis, siendo estas las que el software GPS-X resuelve, arrojándonos los resultados de dichos componentes a lo largo del tiempo.

### **5.3.2. Software GPS-X**

Es un programa de computadora diseñado por Hydromantis Inc., que permite el modelado matemático, la simulación, optimización y manejo de plantas de tratamiento de agua residual. Contiene una interfase amigable, que permite introducir datos de caracterización del agua de forma rápida y sencilla, armar una planta de tratamiento de agua residual mediante el uso de íconos que simulan los procesos físicos y biológicos. Además permite escribir, editar y cambiar los modelos ya cargados, agregar cálculos, algoritmos, y nuevas variables dependiendo de lo que el usuario esté buscando (Hydromantis, 2015).

- **Influent advisor**

En cualquier proceso de modelación es importante especificar las características del agua residual a tratar. El GPS-X ofrece una herramienta llamada Influent Advisor, que ayuda al modelador a realizar esta caracterización evitando errores, ya que si no se realiza una adecuada caracterización del influente, la simulación será incapaz de arrojar resultados confiables. Con unos cuantos datos (variables de estado), el programa calcula el resto de los valores y permite identificar si un valor ha sido introducido mal por error, marcándolo en color rojo. Como se aprecia en la figura 5.8, el Influent Advisor muestra tres columnas: entradas del usuario, variables de estado y variables compuestas. En la primera columna se encuentran concentraciones y fracciones estequiométricas cuyo valor puede ser ingresado por el modelador. Los valores de las 2 columnas restantes son calculados automáticamente por el Influent Advisor con base en los datos ingresados en la primera columna, si los datos en ésta son modificados, automáticamente serán actualizadas en las 2 columnas restantes. Si es ingresado un valor irracional en la columna de entradas del usuario, aparecerán uno o varios valores en rojos en alguna de las columnas restantes, indicando que el valor ingresado es incorrecto y debe ser revisado. Al realizar una simulación y si la caracterización del influente presenta deficiencias, el GPS-X mostrará una ventana advirtiendo sobre el hecho.

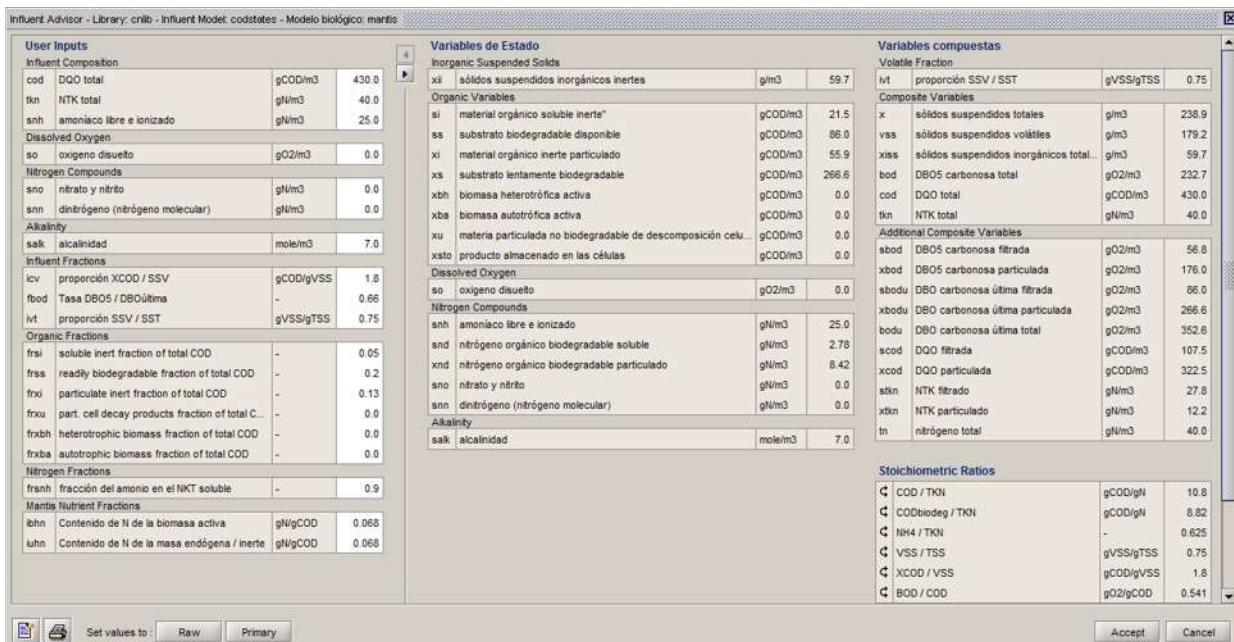


Figura 5.8 Vista general del Influent Advisor del software GPS-X™

## 6 ANTECEDENTES

Los estudios sobre reactores de lecho móvil (RLM) se han centrado en su aplicación para el tratamiento de aguas residuales municipales (Barwal y Chaudhary, 2014), y sobre el proceso de nitrificación como mecanismo de remoción biológica de nitrógeno (Gujer, 2010). Son escasos los trabajos que han enfocado su atención en tratar efluentes acuícolas para la recirculación, y la mayoría de estos se han centrado en el análisis de un solo proceso de remoción de nitrógeno, sin tomar en cuenta otros, la relación entre ellos, ni tampoco hacia qué proceso se orienta la remoción al cambiar la relación C/N. Si consideramos los trabajos que se han realizado haciendo uso de herramientas como la simulación, el número es aún menor.

### 6.1 Efluentes sintéticos

Manejando relaciones C/N desde 0 hasta 4, Bassin *et al.* (2015) estudiaron 3 reactores de lecho móvil a escala, dos en continuo y uno en batch. Uno de los reactores operado en continuo fue alimentado con un influente totalmente inorgánico (*i.e.*, con una relación C/N=0) y tiempos de retención hidráulica de 36h, logrando una remoción de NAT por nitrificación del 96%. En el otro RLM operado en continuo, con un TRH de 24h y al aumentar la relación C/N hasta 2.6 se promovió una nitrificación de solo 66%. Mientras que en el reactor batch y con una relación C/N que varió de 0 a 2.2, la eficiencia de nitrificación de mantuvo entre 91 y 99%.

Trabajando con agua sintética y considerando el proceso de nitrificación-desnitrificación simultánea, Chu y Wang (2011) trabajaron un RLM donde los medios de soporte funcionaban como tal y también como fuente de carbono para los microorganismos. Con relaciones C/N=0.7 sin considerar en esta medición el carbono disponible en los medios de soporte, se logró una eficiencia de remoción de NAT del 80% con un TRH de 15.4h y de 74.6 % con un TRH de 18.5h. Además, estos autores realizaron un experimento batch tratando el mismo efluente, los resultados mostraron que después de 17 horas y con la misma relación C/N se logró la remoción del 96.3% del NAT.

Fu *et al.* (2010), estudiaron la nitrificación y la nitrificación-desnitrificación simultánea en tres RLM's alimentados con un influente sintético y operados en continuo. El TRH fue de 10h y la temperatura se mantuvo constante a 24°C en los tres reactores, el único parámetro que varió fue la relación C/N. Para nitrificación, la máxima eficiencia se logró con una relación C/N=13.4, la cual al disminuir generó una baja en el porcentaje de NAT nitrificado en el siguiente orden: relación C/N=11.9 (60.3%), 8.9 (49.6%), 6.0 (43.3%) y 4.5 (41.1%). En cuanto al proceso de nitrificación-desnitrificación simultánea, el MBBR mostró gran eficiencia, al remover hasta un 99.2% del NAT con la relación C/N de 11.9. Este último resultado concuerda con Chiu *et al.*, (2007), donde con una relación C/N inicial de 11.1 se logró un 100% de remoción de NAT vía NDS, el cual disminuyó conforme lo hacía la relación C/N.

## **6.2 Reactores de lecho móvil acoplados a sistemas acuícolas recirculados**

Soto (2015), estudió la remoción de NAT de un RLM acoplado a un RAS de producción de tilapia variando la carga amoniacal mediante el retiro de medios de soporte del reactor. Se encontró que al aumentar la carga amoniacal, la eficiencia de remoción de NAT del RLM también aumentaba, hasta alcanzar un máximo de 83.69% con una relación C/N=1.24 (medida como DQO/NT) y C/N=3.54 (medida como DQO/NTK).

En un estudio sobre asimilación y remoción de NAT de un RLM en un RAS, Soria (2015) manejó diferentes cargas amoniacales y relaciones C/N de 1.8 a 3.5 medidas como DQO/NTK. Se reportó una remoción máxima de 84% de NAT por nitrificación, además se obtuvo una relación, ya que conforme aumentaba la carga amoniacal, la nitrificación también lo hacía. En cuanto a la asimilación, entendida como la cantidad de nitrógeno utilizado por las bacterias para formar nueva biomasa, se observó que el porcentaje de nitrógeno en la biomasa sintetizada (como sustancias de reserva de energía) se incrementó a medida que la carga amoniacal lo hacía.

Trabajando con RLM para evaluar su eficacia en sistemas acuícolas recirculados de agua dulce y salada, Rusten *et al.* (2006) demostraron que estos reactores son efectivos para tratar el agua de estos efluentes con la finalidad de recircularla, obteniendo buenos resultados para el cultivo de salmón, rodaballo y trucha. Además, los autores identificaron que el reactor fue más eficiente trabajando con efluentes acuícolas recirculados de agua dulce.

Guerdat *et al.*, (2010), estudiaron un RLM acoplado a un RAS de tilapia a escala comercial, determinando la tasa volumétrica de remoción de NAT por nitrificación. Los autores enfatizan la importancia de los estudios a escala real y con efluentes acuícolas reales (no sintéticos), ya que consideran que al trabajar con estos últimos, se sobrevalora la remoción de NAT y se subestima la de materia orgánica. Además, se propone la tasa volumétrica de conversión de NAT y la tasa volumétrica de conversión de nitrito como parámetros estándar para el estudio de los RLM's.

Estudiando un RAS de salmón del Atlántico, Terjesen *et al.*, (2013) estudiaron cómo las cargas de alimentación de los peces afectaban el funcionamiento del RLM. Experimentando con cargas de alimentación de 134% de la capacidad teórica del reactor, se reportó una remoción de NAT de 84%. Cuando la capacidad teórica no fue rebasada (93%), la remoción de NAT subió a 89%.

### **6.3 Modelación y Simulación**

Mannina *et al.* (2011) construyeron un modelo matemático para un RLM híbrido (*i.e.*, un reactor de lodos activados (LA) al cual se le agregaron medios de soporte K1 para promover crecimiento de biopelícula). El modelo integraba 2 submodelos, uno para la biomasa suspendida y otro para la biomasa adherida. Para el primer caso, el modelo utilizado fue el ASM1 de la IWA. En cuanto al modelo para la biopelícula, se utilizó un modelo propuesto por Rauch *et al.* (1999) que simula de forma precisa su dinámica.

Plattes *et al.* (2007) propusieron un modelo matemático para simulación de un RLM. De manera similar a lo realizado por Manninna *et al.* (2011), el ASM1 fue usado para

describir la cinética de crecimiento de la biopelícula, además se incluyeron ecuaciones para adhesión de particulados a la biopelícula, así como para el desprendimiento de la misma. El modelo construido fue utilizado para simular el proceso de tratamiento de un RLM en una planta de tratamiento de aguas residuales municipales.

## **7. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **7.1 Sistema Acuícola Recirculado**

El RAS estudiado se encuentra en el Laboratorio de Biología Acuática de la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, consta de 11 estanques de cultivo de tilapia (*Oreochromis niloticus*), 4 de ellos con un volumen de 5.4 m<sup>3</sup> cada uno, 4 con un volumen de 2 m<sup>3</sup> cada uno y 3 más con un volumen de 3 m<sup>3</sup> cada uno, dando un total de 38.6 m<sup>3</sup>.

Para el presente estudio se tomó en cuenta el efluente de uno de estos estanques de 5.4 m<sup>3</sup> en el cual se encontraban en cultivo 323 supermachos de tilapia con tallas de entre 300 y 800 g. (considerado como cultivo intensivo). Los peces fueron alimentados a saciedad 3 veces al día con pellets de un alimento comercial (NUTRIPEC®) con 25% de contenido de proteína. La media de alimentación fue de 1.43% de la biomasa de peces. (Soto, 2015; Soria, 2015).

### **7.2 Proceso de tratamiento**

El sistema de tratamiento del efluente acuícola consistió en 4 procesos (Fig. 7.1), a saber, filtración, sedimentación primaria, RLM y sedimentación secundaria. Los primeros dos procesos consisten en la remoción de los sólidos de gran tamaño, en el primero haciendo uso de un filtro de tezontle y en el segundo mediante la acción de la gravedad. El tercer proceso es el tratamiento biológico (RLM), que consiste en una instalación de concreto con un volumen total de 1.82 m<sup>3</sup> al cual se le agregó material de soporte K1 de la compañía AnoxKaldnes™. El reactor contó con 4 difusores de burbuja fina de la marca FlexAir® de 9" de diámetro, con la finalidad de garantizar la mezcla correcta del material de soporte, evitar zonas muertas, prevenir fuerzas cortantes demasiado altas que pudieran favorecer el desprendimiento de la biopelícula y suministrar la concentración de oxígeno necesario para el crecimiento de los microorganismos ([OD]>2 mg·L<sup>-1</sup>). El cuarto proceso (*i.e.*, el sedimentador

secundario), tuvo la finalidad de clarificar el agua ya tratada, retirando microorganismos que se pudieran haber desprendido de la biopelícula del RLM. Al final del tratamiento de ubicó un cárcamo de bombeo del efluente tratado a recircular (Soto, 2015).

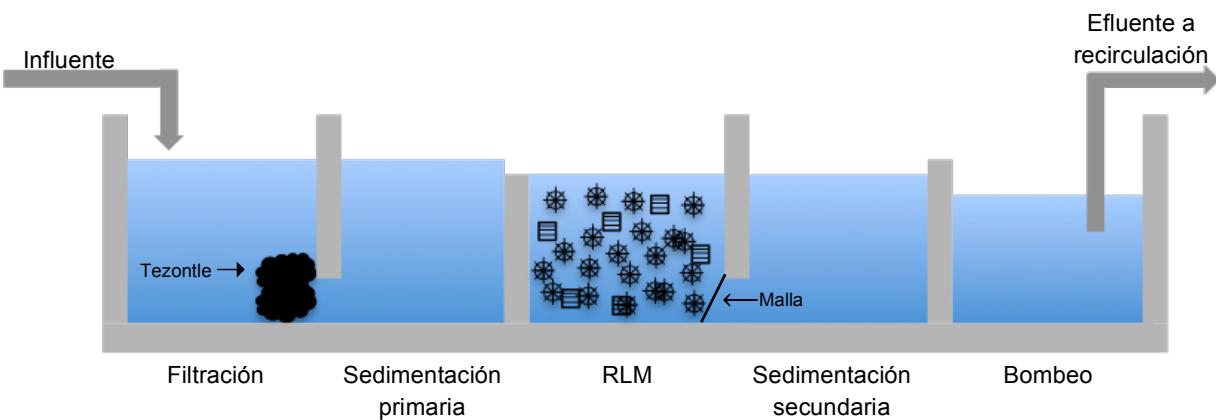


Figura 7.1 Sistema de tratamiento del RAS de estudio

### 7.3 Datos experimentales

Para la simulación se tomaron como base los datos experimentales y parámetros obtenidos por Soria (2015) y Soto (2015), quienes trabajaron el RLM del RAS del Laboratorio de Biología Acuática de la UMSNH. La tabla 7.1 muestra los parámetros y los equipos usados por estos autores para su obtención. Estos autores trabajaron 5 cargas experimentales, donde las relaciones C/N fueron de 3.24, 2.62, 2.37, 2.17 y 1.77 medidas como DQO/NT.

Tabla 7.1 Métodos de análisis y equipos de medición utilizados para determinar los diferentes parámetros

Parámetros	Unidad	Equipo y método de análisis
pH	--	Potenciómetro Orion Star AZ11, Thermo Scientific NMX-AA-008-SCFI-2001
Temperatura	°C	Termómetro integrado Hach-Sension
Oxígeno disuelto	mg L <sup>-1</sup>	Sonda para determinación de oxígeno disuelto YSI125 modelo: 55-25 FT Método electrométrico NMX-AA-012-SCFI-2001
Demanda química de oxígeno	mg L <sup>-1</sup>	Método de digestión en reactor y colorimetría. NMX-AA-030-SCFI-2001.
Sólidos suspendidos totales	mg L <sup>-1</sup>	Método por gravimetría (Métodos estandarizados) <sup>1</sup>
Sólidos suspendidos volátiles	mg L <sup>-1</sup>	Método por gravimetría (Métodos estandarizados) <sup>1</sup>
Nitrógeno total	mg L <sup>-1</sup>	Método de digestión con persulfato <sup>2</sup>
Nitrógeno amoniacial	mg L <sup>-1</sup>	Método del salicilato <sup>2</sup>
Nitratos	mg L <sup>-1</sup>	Método de reducción con cadmio <sup>2</sup> . NMX-AA-079-SCFI-2001
Nitritos	mg L <sup>-1</sup>	Método de diazotación <sup>2</sup>
Alcalinidad	mg L <sup>-1</sup>	NMX-AA-036-SCFI-2001

<sup>1</sup>(APHA, 1999); <sup>2</sup>Espectrofotómetro Hach DR2800

Una vez que se recolectó la información del agua residual a tratar, se especificaron los valores en el Influent advisor del software GPS-X (Fig. 7.2). La guía de usuario del software (Hydromantis, 2015) recomienda una sucesión de pasos para la caracterización del influente. En primer lugar se recomienda ingresar directamente

los valores medidos de DQO total, NTK total, amoniaco libre e ionizado (nitrógeno amoniacal total), oxígeno disuelto, nitrato y nitrito, dinitrógeno y la alcalinidad. Una vez ingresados los parámetros anteriores se sigue la siguiente sucesión en el proceso de ingreso de valores: (i) anotar la proporción SSV/SST (ivt), (ii) ajustar la relación DQO particulada/SSV (icv), (iii) ajustar la fracción soluble inerte del QDO total (frsi) hasta que el valor de SSV en la columna de variables compuestas corresponda al valor real medido y (iv) ajustar la fracción rápidamente biodegradable del QDO total (frss) hasta que el valor de la DQO filtrada corresponda al valor real medido.

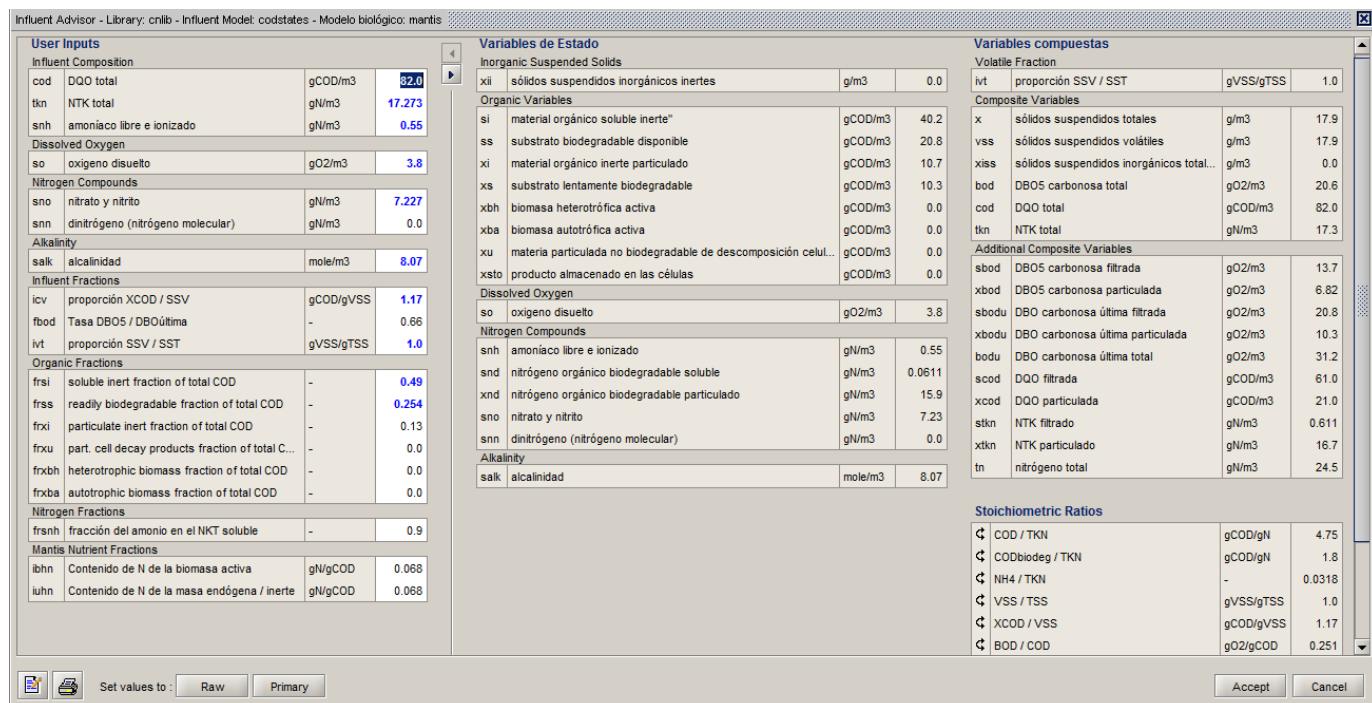


Figura 7.2 Características del agua residual a tratar en el modelo digital.

## 7.4 Modelación y simulación

Para realizar la simulación es necesario modelar el sistema de tratamiento. Hoy en día existen diversas metodologías para lograrlo: BIOMATH, HSG, STOWA y WERF

(Sin *et al.*, 2005). La razón de usar una metodología establecida obedece al hecho de comparar diferentes modelos unos con otros. El proceso de modelación y simulación consiste en varios pasos: entre ellos, experimentos para caracterizar el agua residual y la determinación (si es posible) de coeficientes cinéticos y estequiométricos del proceso biológico (para este estudio, se consideró la caracterización del influente realizado por Soto (2015) y Soria (2015). Una vez realizados los pasos anteriores, los datos medidos del influente son usados como entrada para calibrar el modelo. Actualmente esta calibración se hace de forma manual, cambiando un parámetro a la vez hasta tener un buen ajuste en el modelo (Sin, *et al.*, 2005). Para este estudio, además, se usó una herramienta del GPS-X llamada “optimizer”, la cual realiza una calibración automática de los parámetros cinéticos del modelo digital que se esté utilizando.

#### **7.4.1 Protocolo de simulación de la STOWA**

El protocolo que se siguió para este trabajo fue el de la STOWA, (Fundación Holandesa de Investigación Aplicada en Agua) (Fig. 7.3), pero sin ser limitativo. Se decidió usar como guía este protocolo debido a que es el protocolo más sencillo, práctico, fácil de seguir e implementar y tiene una amplia aceptación por parte de la comunidad científica especializada (Sin *et al.*, 2005). Dicho protocolo está desarrollado con base en la experiencia de modelación de más de 100 plantas de tratamiento de agua residual (Hulsbeek, 2002). Además, el protocolo tiene la función de guía para que los modeladores novatos entiendan el significado subyacente de cada paso en la modelación, con la finalidad de lograr un estudio de calidad (Sin *et al.*, 2015).

El primer paso del protocolo consiste en formular los objetivos del estudio, ya que de estos depende el nivel de especificación que requiere el modelo. Para el protocolo se debe distinguir entre tres posibles objetivos: (i) elección del sistema de tratamiento durante el diseño básico de la planta, (ii) desarrollo de estrategias de control para plantas de tratamiento nuevas y existentes y (iii), estudios de optimización para plantas existentes, siendo este último, el objetivo del presente estudio.

Una vez que el objetivo del estudio se ha identificado, se debe realizar una identificación de los procesos relevantes. No siempre es necesario modelar todas las estructuras de la PTAR, sino solo aquellas que describen procesos dinámicos útiles para considerar en el modelo. Para este estudio se tomó un tamizado fino (para modelar el filtro de tezontle y el sedimentador primario), el RLM, y un sedimentador secundario.

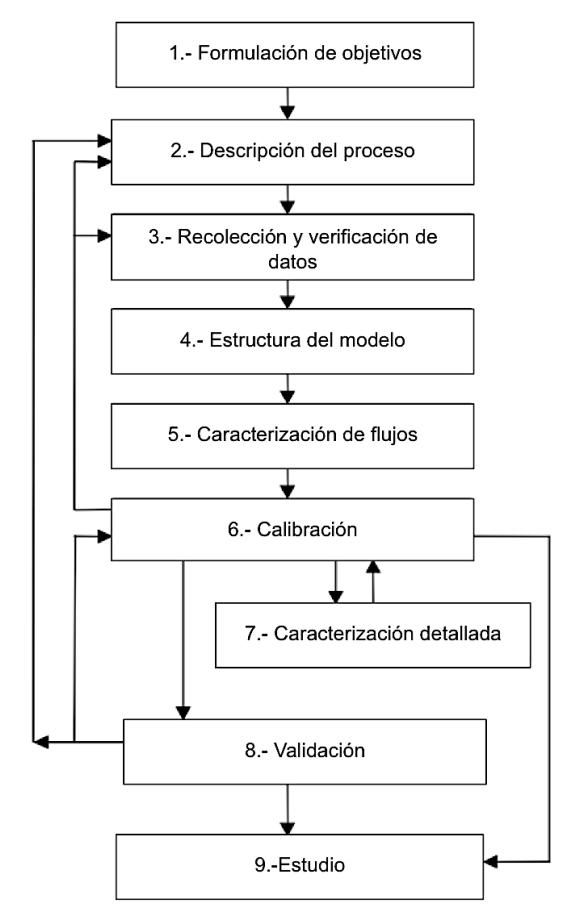


Figura 7.3 Protocolo de modelación de la STOWA (Hulsbeek et al., 2002)

En el siguiente paso, la recolección y verificación de datos, se define la composición y el volumen de los flujos, así como los componentes de los procesos de tratamiento definidos. En cuanto al paso 4 del protocolo, la definición de la estructura del modelo,

se debe realizar de forma precisa, ya que es esencial en la calibración. El trabajo consiste en describir los diferentes componentes del proceso de tratamiento, con aspectos como el número de compartimentos y la configuración del reactor. La caracterización de flujos (paso 5), se refiere a cuantificar los flujos del influente, efluente y, en su caso, recirculación de agua y lodos. El paso 6, la calibración, consiste en ajustar los parámetros cinéticos y estequiométricos al funcionamiento real del RLM. Para ello, se utilizó la herramienta del GPS-X llamada “optimizer” la cual realizó una calibración automática a los parámetros cinéticos asignados. Debido a que con este método de calibración no se logró un ajuste satisfactorio, se prosiguió a hacer una calibración manual. Esta consiste en hacer unos pocos cambios a parámetros específicos del modelo (e.g., velocidad máxima de crecimiento de los autótrofos, velocidad máxima de hidrólisis, etc.) y asignar valores obtenidos por el optimizer para el resto de los parámetros. Esto se realizó hasta lograr una concordancia entre los valores medidos en laboratorio y los simulados. La correcta calibración del modelo, llevará a una caracterización correcta de los parámetros cinéticos y estequiométricos que caracterizan el funcionamiento del RLM y con ello la validez de la simulación. Finalmente, la validación consiste en realizar corridas de simulación Con el modelo calibrado, y comparar esos resultados con otro conjunto de datos medidos en laboratorio, y que no hayan sido usados en el proceso de calibración. Una vez que se ha cumplido satisfactoriamente con el protocolo, se pueden iniciar las corridas de simulación con la seguridad de que los datos obtenidos serán confiables.

#### **7.4.2 Análisis de sensibilidad y procedimientos de calibración y validación**

Dado que la calibración y validación del modelo son fundamentales para tener resultados de simulación confiables, a continuación se desglosan los pasos realizados para lograr completar satisfactoriamente estos pasos.

El análisis de sensibilidad se llevó a cabo con la finalidad de determinar la influencia de determinado parámetro cinético o estequímico del modelo sobre la calidad del efluente del RLM. Se analizaron 30 parámetros, para los cuales se generaron el

mismo número de gráficas así como el modelo de regresión respectivo con la finalidad de obtener la tasa de cambio, es decir, que tanto cambia la calidad del efluente al cambiar el valor de determinado parámetro cinético. Toda esta información se concentró en una tabla-semáforo (anexo 2) que sirvió en la toma de decisiones en el proceso de calibración.

Para llevar a cabo la calibración se utilizaron 6 parámetros del agua medidos experimentalmente por Soto (2015), estos son: DQO total, DQO soluble, nitrógeno amoniacial, nitritos y nitratos, sólidos suspendidos volátiles y nitrógeno total kjeldahl los cuales respondieron a la modificación de 18 parámetros cinéticos y 12 parámetros relacionados con la biopelícula y rendimientos tanto de autótrofos como de heterótrofos. Lo anterior permitió elaborar una “tabla semáforo” (ver anexo 2) que fue de utilidad en la toma de decisiones respecto a qué parámetro mover y con qué intensidad hacerlo. Se tomó el criterio de marcar con verde los parámetros que significaban un cambio igual o mayor a 10%, amarillo aquellos con un cambio de 5% a 10% y rojo aquellos con 5% o menos respecto de la concentración de cada parámetro del efluente. Una vez calibrado el modelo, se validó para cuatro condiciones experimentales tomadas de resultados de laboratorio de Soto (2015).

## 7.5 Software de simulación

Actualmente existen diferentes simuladores en el mercado (Tabla 7.2). A pesar de que fue el primer simulador de plantas de tratamiento de agua residual, el GPS-X sigue siendo hoy en día uno de los software más prácticos y utilizados, proporciona soporte técnico así como capacitación continua para su uso a través de video conferencias (Hydromantis, 2015). Es por ello, además del hecho de que se cuenta con la última versión del mismo, que fue la herramienta de simulación utilizada en este trabajo de investigación.

Tabla 7.2 Comparativa entre los distintos simuladores disponibles en el mercado  
(Modificado de Guzmán, 2010).

Nombre del software	Sector académico		Sector industrial		Proveedor
	Analista de programas informáticos	Investigador	Consultor	Operador del proceso	
Aquasim	✓	✓			EAWAG
AS40		✓	✓		Aquasystem
Asim	✓	✓			EAWAG
Biowin		✓	✓		EnviroSim Associates Ltd.
Capdetworks	✓	✓	✓	✓	Hydromantis
Crispisim				✓	CEIT
Daisy	✓	✓			CEIT
Efor	✓	✓			Efor Aps
GPS-X	✓	✓	✓	✓	Hydromantis Otterpohl
Simba		✓	✓		Wasserkonzepte GbR
Simstep				✓	---
Simworks	✓	✓	✓	✓	Hydromantis
SSSP			✓		Prof. Grady
UCP	✓	✓			Prof. Ekama

## 7.6 Corridas de simulación y cuantificación de las vías de remoción de NAT

Se realizaron corridas de simulación con 8 relaciones C/N, a saber, 0.5, 1, 2, 5, 10, 15, 20 y 25. La elección de estos valores se realizó con la finalidad de abarcar el rango de relaciones C/N con los que usualmente se ha trabajado para reactores de biopelícula y para efluentes acuícolas (Bassin *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2009; Chu y Wang, 2011; Fu *et al.*, 2010; Guerdat *et al.*, 2010; Mannina *et al.*, 2011; Nogueira *et al.*, 2015; Terjesen *et al.*, 2013) y poder realizar comparaciones entre esos trabajos y el presente estudio. No obstante, también se quiso probar con relaciones C/N más altas, las cuales han sido poco estudiadas. Las relaciones C/N más bajas, son las que se encuentran en RAS donde el NAT, en general, es más abundante que en efluentes domésticos, donde predomina materia orgánica (DQO), lo cual hace que la relación C/N sea más alta. Para el primer caso, en teoría, las bacterias autótrofas

serías las beneficiadas de una relación C/N baja, mientras que para el segundo caso serían las heterótrofas.

Con la finalidad de determinar qué vía de remoción es la que está eliminando el NAT del agua, se siguió el procedimiento que a continuación se describe. Se consideró la diferencia entre los SSV que entran y los que salen del RLM. Dado que el 6.8% de la biomasa está formada por nitrógeno (Metcalf y Eddy, 2003) se calculó cuánto de este elemento ingresaba con la biomasa del influente y cuánto salía. El excedente de nitrógeno de la biomasa a la salida del reactor se consideró como el nitrógeno asimilado. Además, con base en la tasa de nitrificación medida por el GPS-X se cuantificó el NAT que se incorporó al proceso de nitrificación. La suma de las remociones por estas dos vías, significó la remoción total de NAT.

## 8. RESULTADOS

### 8.1 Construcción del modelo digital

El modelo fue construido con el software GPS-X de la compañía Hydromantis® versión 6.5. Consta de 5 iconos: Influyente, filtración y sedimentación, reactor de lecho móvil, sedimentación secundaria y descarga.

El ícono influente (Fig. 8.1a) permitió establecer el caudal así como las características del agua residual mediante la herramienta “influent advisor” descrita en el apartado de materiales y métodos. Posteriormente el ícono de filtración y sedimentación (Fig. 8.1b) permitió simular la remoción de sustrato lentamente biodegradable. El reactor de lecho móvil (Fig. 8.1c) representó el tratamiento biológico, mientras que el sedimentador secundario (Fig. 8.1d) permitió simular la remoción de sólidos después del RLM. Finalmente, el ícono del efluente (Fig. 8.1e) se utilizó para concentrar los datos finales del efluente tratado.

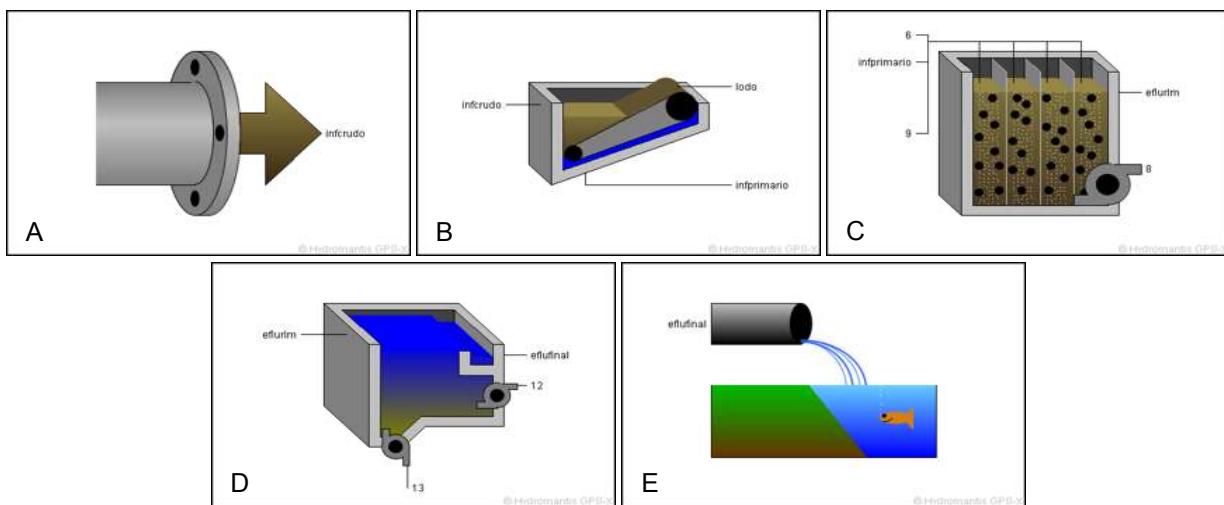


Figura 8.1 Componentes del modelo digital. A: Influyente, B: filtración y sedimentación, C: reactor de lecho móvil, D: sedimentación secundaria, E: efluente.

Los íconos descritos fueron unidos mediante conectores sencillos, ya que el sistema de tratamiento no contempla combinación ni repartición de flujos, y tampoco purgas

ni recirculaciones. Una vez acomodados los iconos, el resultado fue el modelo digital completo (Fig. 8.2).



Figura 8.2 Modelo digital completo.

Dicho modelo fue trabajado con las características y caudal del agua residual de los estanques de los peces cuantificados por Soto (2015) y descrito en la sección de materiales y métodos.

## 8.2 Calibración del modelo matemático

Los parámetros estequiométricos calibrados se muestran en la figura 8.3, mientras que los cinéticos aparecen en la figura 8.4.

<b>Biomasa Heterotrófica Activa</b>	
[eflurm] rendimiento heterotrófico	0.42 gCOD/gCOD
[eflurm] fracción endógena heterotrófica	0.08 gCOD/gCOD
<b>Biomasa activa autotrófica</b>	
[eflurm] rendimiento autotrófico	0.16 gCOD/gN
[eflurm] fracción endógena autotrófica	0.08 gCOD/gCOD

Figura 8.3 Parámetros estequímétricos calibrados.

<b>Biomasa Heterotrófica Activa</b>	
[eflurlm] tasa de crecimiento específica máxima de la biomasa...	5.1 1/d
[eflurlm] coeficiente de media saturación del substrato biodeg...	9.0 mgCOD/L
[eflurlm] coeficiente de media saturación aeróbico del oxígeno	0.0533 mgO2/L
[eflurlm] coeficiente de media saturación anóxico del oxígeno	0.2 mgO2/L
[eflurlm] factor de crecimiento anóxico	0.5 -
[eflurlm] coeficiente de media saturación del nitrato	0.1 mgN/L
[eflurlm] coeficiente de media saturación del amoníaco (como...	0.05 mgN/L
[eflurlm] tasa de descomposición de la biomasa heterotrófica	2.0 1/d
[eflurlm] coeficiente de media saturación de la alcalinidad	5.0 mgCaCO3/L
<b>Biomasa activa autotrófica</b>	
[eflurlm] tasa de crecimiento específica máxima de la biomasa...	1.8 1/d
[eflurlm] coeficiente de media saturación del amoníaco (como...	0.982 mgN/L
[eflurlm] coeficiente de media saturación del oxígeno	0.783 mgO2/L
[eflurlm] tasa de descomposición de la biomasa autotrófica	0.506 1/d
[eflurlm] alkalinity half saturation coefficient for autotrophic gr...	20.0 mgCaCO3/L
<b>Hidrólisis</b>	
[eflurlm] tasa de hidrólisis específica máxima	4.5 1/d
[eflurlm] coeficiente de media saturación del substrato lento...	0.1 gCOD/gCOD
[eflurlm] factor de hidrólisis anóxica	0.6 -
<b>Amonificación</b>	
[eflurlm] tasa de amonificación	0.0009 m3/gCOD/d

Figura 8.4 Parámetros cinéticos calibrados. En verde se muestran los que fueron modificados (calibrados) respecto al valor por default, mientras que en negro los que se mantuvieron con dicho valor.

- Corridas de calibración**

Las corridas de calibración muestran el ajuste entre los datos medidos y los simulados para cada uno de los 6 parámetros del agua para los que se tienen datos de laboratorio (Tabla 8.1).

Tabla 8.1 Errores de simulación del modelo calibrado

Parámetro		Media y error experimental	Simulado	Error de simulación	Error de simulación (%)
DQOt	mg L <sup>-1</sup>	54.75 ± 2.52	62.3	7.55	13.79
DQOs	mg L <sup>-1</sup>	52.8 ± 3.76	49.3	3.5	6.63
NAT	mg L <sup>-1</sup>	0.1226 ± 0.0095	0.125	0.0024	1.96
Nitratos	mg L <sup>-1</sup>	5.61 ± 0.25	6.4	0.79	14.08
NTK	mg L <sup>-1</sup>	10.59 ± 2.04	17.5	6.91	65.25
SSV	mg L <sup>-1</sup>	6.69 ± 1.04	15.8	9.14	137.24

Para la DQO total se disminuyó el error de simulación a 13.79% teniendo una concentración de DQO de 62.3 mgDQO L<sup>-1</sup> en simulación contra un 54.75 mgDQO L<sup>-1</sup> de media experimental. Para este gráfico, el error probabilístico experimental fue de ±5.05 mgDQOL<sup>-1</sup> (Fig. 8.5). La DQO soluble fue calibrada hasta un error de simulación de 6.63%, que corresponde a una DQOs experimental de 52.8 mgDQOL<sup>-1</sup> contra 49.3 mgDQOL<sup>-1</sup> en la simulación.

El NAT se calibró a un error de simulación de 1.96%. Para la simulación se midieron 0.125 mgNAT L<sup>-1</sup>, mientras que la medición experimental fue de 0.122 mgNAT L<sup>-1</sup>, siendo este parámetro en el cual se logró la mayor calibración. Para los nitratos, se tuvieron 6.4 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup> simulados y 5.61 mgNO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup> como media experimental, lo cual representa un 14.08% de error de simulación.

El NTK y los SSV fueron calibrados a un error de simulación 65.25% y 137.24%. Aunque pudiera parecer un margen de error grande, cuando lo consideramos como concentración y no como porcentaje, este error no es sustancial, ya que para el NTK se midieron 10.59 mgNTK L<sup>-1</sup> experimentalmente y 17.5 mgNTK L<sup>-1</sup> en la simulación. En el mismo sentido, los SSV se midieron experimentalmente en 6.69 mgSSV L<sup>-1</sup> y se simularon 15.8 mgSSV L<sup>-1</sup>.

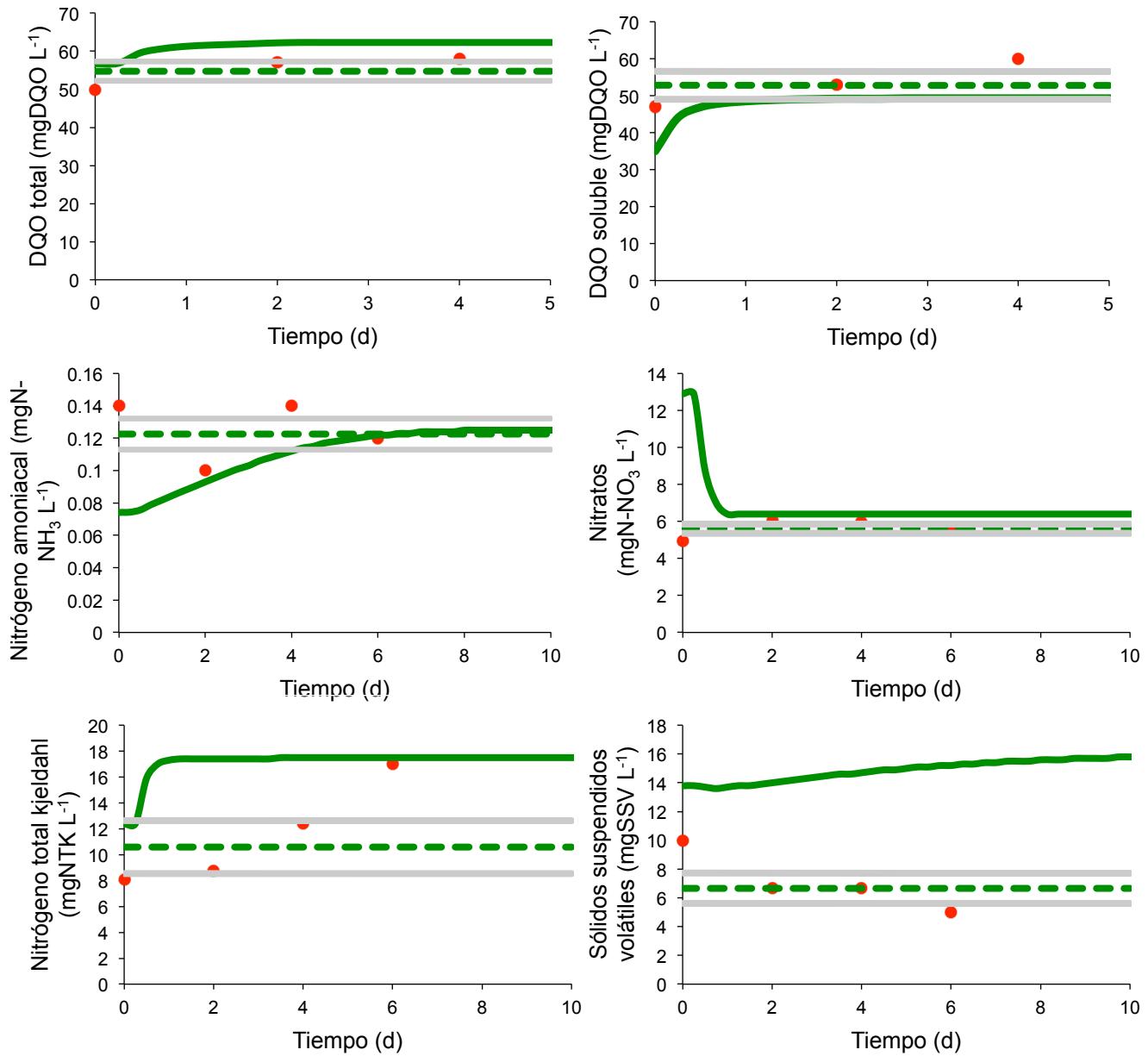


Figura 8.5 Corridas de calibración

Los parámetros calibrados están en rango de acuerdo a la literatura existente, además, son biológicamente posibles. La tabla 8.2 muestra una comparativa entre los calibrados del presente estudio y los de otros autores.

Tabla 8.2 Parámetros calibrados del presente estudio y su rango en la literatura.

Parámetro	Presente estudio	Rango en la literatura	Referencias*
Tasa de crecimiento específica máxima de la biomasa heterótrofa	5.1	1.7-13.3	1,2,3,4,5,8
Coeficiente de media saturación del sustrato biodegradable disponible	0.18	5-50	6
Coeficiente de media saturación aeróbico del oxígeno	0.0533	0.01-0.2	1,7,11
Tasa de descomposición de los heterótrofos	2	0.05-2.32	1,2,3,5,8
Tasa de crecimiento específica máxima de la biomasa autótrofa	1.8	0.30-2.05	1,2,3,4,5,8,11
Coeficiente de media saturación del amoniaco (como sustrato)	0.982	0.7-1	1
Coeficiente de media saturación del oxígeno	0.783	0.25-0.8	1,11
Tasa de descomposición de los autótrofos	0.506	0.05-2	1,2,3
Coeficiente de media saturación de la alcalinidad para el crecimiento autótrofo	20	25	11
Tasa de hidrólisis específica máxima	4.5	0.08-4.5	1,2,3
Tasa de amonificación	0.0009	0.08-2	7
Rendimiento autótrofos	0.16	0.07-0.28	1,11
Rendimiento heterótrofos	0.42	0.46-0.69	1,8,11

\* 1→ Hulsebeek, 2002; 2→Mannina *et al.*, 2007; 3→ Mannina *et al.*, 2011; 4→Mattei *et al.*, 2015; 5→Wyffels *et al.*, 2004; 6→ Metcalf y Eddy, 2003; 7→ Platten, 2007; 8→Henze *et al.*, 2000

## 8.2.2 Validación de la calibración

Una vez que el modelo fue calibrado, se validó con cuatro corridas experimentales más. Para cada una de ellas se cambió el volumen de llenado del RLM con los medios de soportes a 45%, 40%, 35% y 30% de la condición 1 a la 4 respectivamente (Tabla 8.3), estos datos experimentales fueron tomados de Soto (2015).

Tabla 8.3 Corridas de validación para cada parámetro del agua.

Parámetro	Carga amoniacal (mg NAT m <sup>-2</sup> d <sup>-2</sup> )	Media y error experimental	Simulado	Error de simulación	Error de simulación (%)
DQO total (mg L <sup>-1</sup> )	0.273	43.3±0.88	49.18	5.84	13.49
	0.239	36.6±4.48	34.36	2.3	6.29
	0.212	32±4	33.16	1.16	3.62
	0.191	27±2.51	31.97	4.97	18.4
DQO soluble (mg L <sup>-1</sup> )	0.273	37.6±2.72	37.87	0.2	0.53
	0.239	30.5±2.5	26.84	3.66	12
	0.212	27±4	25.9	1.1	4.07
	0.191	20.6±1.6	24.96	4.29	20.77
NAT (mg L <sup>-1</sup> )	0.273	0.08±0.005	0.0876	0.076	9.5
	0.239	0.07±0.005	0.05	0.02	28.5
	0.212	0.0533±0.0133	0.056	0.002	5.28
	0.191	0.06±0.015	0.062	0.002	4.7
Nitratos (mg L <sup>-1</sup> )	0.273	12.15±0.28	11.68	0.47	3.8
	0.239	11.02	9.02	2	18.14
	0.212	10.47	9.053	1.417	13.53
	0.191	9.33	9.08	0.24	2.65
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	0.273	4.18	17.5	13.3	318
	0.239	15.28	17.44	2.15	14.11
	0.212	20.47	17.41	3.06	14.9
	0.191	10.96	17.38	6.41	58.48
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	0.273	3.33	12.15	8.81	264.5
	0.239	2.66	8.08	5.41	203
	0.212	2.66	7.81	5.15	192.87
	0.191	2.66	7.53	4.87	182.56

### 8.3 Corridas de simulación

Las simulaciones fueron realizadas con relaciones C/N= 0.5, 1, 2, 5, 10, 15, 20 y 25, medidas como DQOt/NT. Para cada relación C/N fue calculada la carga orgánica y la carga amoniacial, esto como medida de control y con la finalidad de no trabajar con cargas no recomendadas para reactores de lecho móvil (Tabla 8.4).

Tabla 8.4 Relaciones C/N estudiadas, así como su respectiva carga orgánica y amoniacial

DQOt (mg L <sup>-1</sup> )	NT (mg L <sup>-1</sup> )	Relación C/N	Carga orgánica gDQO m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	Carga amoniacial gNAT m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>
12.25	24.5	0.5	2.16	
24.5	24.5	1	4.33	
49	24.5	2	8.67	
123	24.5	5	21.67	
245	24.5	10	43.35	0.0973
368	24.5	15	65.03	
490	24.5	20	86.71	
613	24.5	25	108.4	

La figura 8.6 muestra la interfaz de experimentación del GPS-X. Del lado izquierdo se muestra la variable de experimentación que es la DQO, la cual fue modificada para ajustar las relaciones C/N arriba mencionadas.

Las remociones registradas en cada condición de simulación a lo largo de todo el proceso de tratamiento se muestran en las tablas 8.5 a la 8.12. El influente crudo corresponde al agua que sale directamente de los estanques de los peces, el efluente primario es el que sale del proceso del tamizado fino, el efluente del reactor hace referencia al agua tratada por el RLM y por último, el efluente final se refiere al agua que sale de la sedimentación secundaria, es decir, el efluente final de todo el proceso de tratamiento.

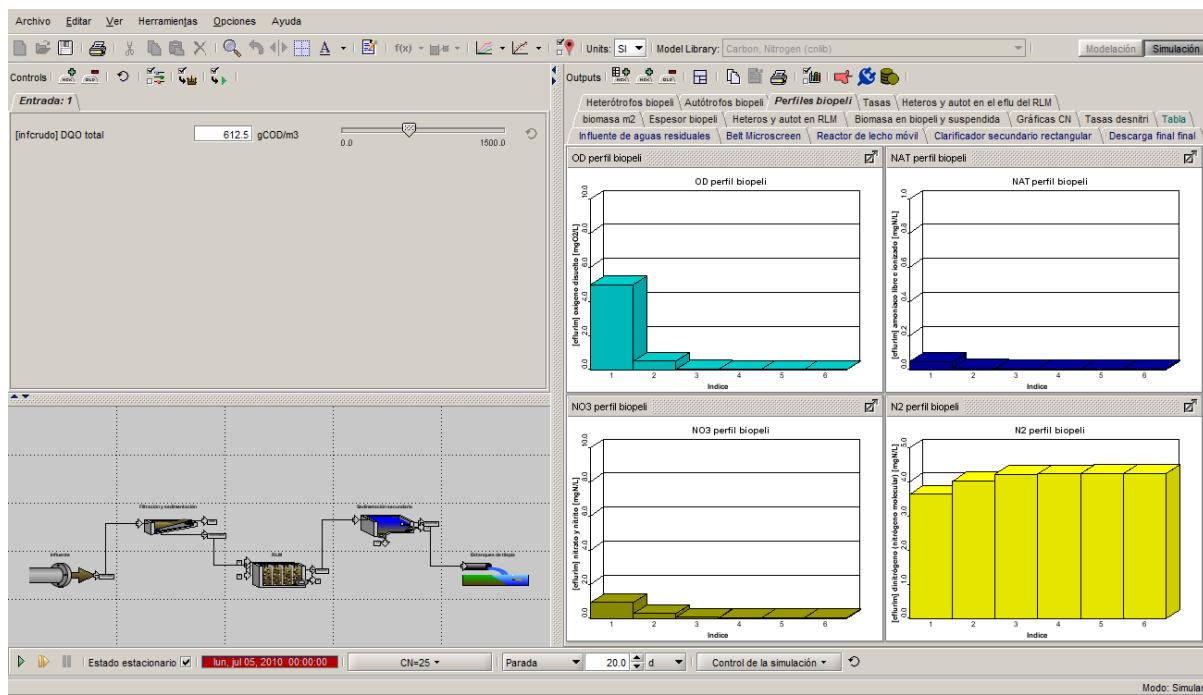


Figura 8.6 Interfaz de simulación del GPS-X.

La relación C/N=0.5 provocó que el sistema de tratamiento no removiera ninguna forma de nitrógeno (*i.e.* NAT y nitratos). La remoción correspondiente a la DQOt (20.4%) y NTK (78.45%) se debió al tamizado fino del tratamiento primario (Tabla 8.5).

Tabla 8.5 Eficiencias de remoción en las diferentes etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=0.5

Parámetro	Influente crudo	Efluente primario	Efluente RLM	Efluente final	Remoción en el RLM	Remoción total
DQOt mg L <sup>-1</sup>	12.25	9.74	9.74	9.7	0 (0%)	2.55 (20.4%)
DQOs mg L <sup>-1</sup>	9.11	9.11	9.11	9.11	0 (0%)	0 (0%)
NAT mg L <sup>-1</sup>	0.55	0.55	0.55	0.55	0 (0%)	0 (0%)
Nitratos mg L <sup>-1</sup>	7.22	7.22	7.22	7.22	0 (0%)	0 (0%)
SSV mg L <sup>-1</sup>	2.68	0.53	0.53	0.39	0 (0%)	2.29 (85.44%)
NTK mg L <sup>-1</sup>	17.27	3.94	3.94	3.72	0 (0%)	13.55 (78.45%)

Al aumentar la relación C/N a 1 (Tabla 8.6), se comenzó a cuantificar la remoción del NAT y de los nitratos en el reactor, 10.9% y 0.13% respectivamente. Por otro lado, la remoción de DQOt (26.24%) y NTK (77.47%) mediante el tamizado fino no cambió de manera significativa respecto a la relación C/N=0.5

Tabla 8.6 Eficiencias de remoción en las diferentes etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=1

Parámetro		Influyente crudo	Efluente primario	Efluente RLM	Efluente final	Remoción en el RLM	Remoción total
DQOt	mg L <sup>-1</sup>	24.5	19.48	18.13	18.07	1.35 (6.93%)	6.43 (26.24%)
DQOs	mg L <sup>-1</sup>	18.23	18.23	17.18	17.18	1.05 (5.75%)	1.05 (5.75%)
NAT	mg L <sup>-1</sup>	0.55	0.55	0.49	0.49	0.06 (10.90%)	0.06 (10.90%)
Nitratos	mg L <sup>-1</sup>	7.22	7.22	7.21	7.21	0.01 (0.13%)	0.01 (0.13%)
SSV	mg L <sup>-1</sup>	5.36	1.07	1.059	0.6	0.011 (1.02%)	4.75 (88.61%)
NTK	mg L <sup>-1</sup>	17.27	3.94	3.94	3.89	0 (0%)	13.38 (77.47%)

Al continuar aumentando la relación C/N hasta un valor de 2 (Tabla 8.7), se registraron remociones de DQOs, NAT y nitratos en el reactor, del orden de 15.88%, 45.45% y 1.24% respectivamente. Al igual que con las relaciones C/N 0.5 y 1, el tamizado fino logró remociones correspondientes al 18% de la DQOt, 80% de los SSV y 77% del NTK.

Tabla 8.7 Eficiencias de remoción en las diferentes etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=2

Parámetro		Influyente crudo	Efluente primario	Efluente RLM	Efluente final	Remoción en el RLM	Remoción total
DQOt	mg L <sup>-1</sup>	49	38.96	32.96	32.81	6 (15.4%)	16.19 (33.04%)
DQOs	mg L <sup>-1</sup>	36.46	36.46	30.67	30.67	5.79 (15.88%)	5.79 (15.88%)
NAT	mg L <sup>-1</sup>	0.55	0.55	0.3	0.3	0.25 (45.45%)	0.25 (45.45%)
Nitratos	mg L <sup>-1</sup>	7.22	7.22	7.13	7.13	0.09 (1.24%)	0.09 (1.24%)
SSV	mg L <sup>-1</sup>	10.72	2.14	5.67	2.3	3.53 (164.95%)	8.42 (78.54%)
NTK	mg L <sup>-1</sup>	17.27	3.94	3.98	3.92	0.04 (0.23%)	13.35 (77.3%)

Trabajando con una relación C/N=5 se lograron remociones más importantes en el RLM. La DQOt y DQOs fueron removidas en 20.3% y 21.8% respectivamente (Tabla 8.8). En el caso del NAT la remoción alcanzó 83.81% y los nitritos fueron removidos en 17.1%.

Tabla 8.8 Eficiencias de remoción en las diferentes etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=5

Parámetro		Influyente crudo	Efluente primario	Efluente RLM	Efluente final	Remoción en el RLM	Remoción total
DQOt	mg L <sup>-1</sup>	122.5	97.41	77.6	77.19	19.81 (20.33%)	45.31 (36.98%)
DQOs	mg L <sup>-1</sup>	91.14	91.14	71.26	71.26	19.88 (21.81%)	19.88 (21.81%)
NAT	mg L <sup>-1</sup>	0.55	0.55	0.089	0.089	0.461 (83.81%)	0.461 (83.81%)
Nitratos	mg L <sup>-1</sup>	7.22	7.22	6.54	6.54	0.68 (17.12%)	0.68 (17.12%)
SSV	mg L <sup>-1</sup>	26.8	5.36	12.3	6.37	6.94 (129.47%)	17.12 (63.89%)
NTK	mg L <sup>-1</sup>	17.27	3.94	4.43	4.35	0.49 (12.43%)	12.92 (74.81%)

Las mayores remociones de NAT se comenzaron a medir a partir de la relación C/N=10 (Tabla 8.9). El RLM logró remover 89% del NAT, así como 36.2% de los

nitratos. Otras remociones importantes, correspondieron al 75.3% de los SSV, 79% del NTK, así como 47.9% de la DQOt a lo largo de todo el sistema de tratamiento.

Tabla 8.9 Eficiencias de remoción en las diferentes etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=10

Parámetro		Influyente crudo	Efluente primario	Efluente RLM	Efluente final	Remoción en el RLM	Remoción total
DQOt	mg L <sup>-1</sup>	245	194.8	152.5	151.7	42.3 (17.26%)	93.3 (47.89%)
DQOs	mg L <sup>-1</sup>	182.3	182.3	139.4	139.4	42.9 (23.53%)	42.9 (23.53%)
NAT	mg L <sup>-1</sup>	0.55	0.55	0.06	0.06	0.49 (89.09%)	0.49 (89.09%)
Nitratos	mg L <sup>-1</sup>	7.22	7.22	4.6	4.6	2.62 (36.28%)	2.62 (36.28%)
SSV	mg L <sup>-1</sup>	53.61	10.72	16.7	13.24	5.98 (55.78%)	40.37 (75.3%)
NTK	mg L <sup>-1</sup>	17.27	3.94	5.46	5.36	1.52 (8.8%)	11.91 (68.96%)

Con la relación C/N=15 (Tabla. 8.10) se midió una remoción de NAT superior comparada con las relaciones C/N previas, llegando a alcanzar 90.5% en el RLM. En cuanto a los nitratos se refiere, la remoción llegó al 80%. Para el resto de los parámetros, las remociones son similares a las relaciones C/N anteriores, 37.1% para la DQOt, 22.3% la DQOs, 75.3% los SSV y 64.2% el NTK.

Tabla 8.10 Eficiencias de remoción en las diferentes etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=15

Parámetro		Influyente crudo	Efluente primario	Efluente RLM	Efluente final	Remoción en el RLM	Remoción total
DQOt	mg L <sup>-1</sup>	367.5	292.2	232.1	230.8	60.1 (20.56%)	136.7 (37.19%)
DQOs	mg L <sup>-1</sup>	273.4	273.4	212.3	212.3	61.1 (22.34%)	61.1 (22.34%)
NAT	mg L <sup>-1</sup>	0.55	0.55	0.052	0.052	0.498 (90.54%)	0.498 (90.54%)
Nitratos	mg L <sup>-1</sup>	7.22	7.22	1.44	1.44	5.78 (80.05%)	5.78 (80.05%)
SSV	mg L <sup>-1</sup>	80.41	16.08	21.32	19.93	5.24 (32.58%)	60.48 (75.21%)
NTK	mg L <sup>-1</sup>	17.27	3.94	6.29	6.17	2.35 (59.64%)	11.1 (64.27%)

Cuando el sistema de tratamiento trabaja con relación C/N=20, la remoción de NAT disminuye a 29% (Tabla 8.11), así como la de nitratos a 68.1%, por otro lado, los parámetros como la DQOt, DQOs, SSV y NTK mostraron remociones de 30.7%, 19.5%, 71.1% y 74.3% respectivamente, las cuales son similares a las relaciones C/N arriba descritas.

Tabla 8.11 Eficiencias de remoción en las diferentes etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=20

Parámetro		Influente crudo	Efluente primario	Efluente RLM	Efluente final	Remoción en el RLM	Remoción total
DQOt	mg L <sup>-1</sup>	490	389.6	342.3	339.1	47.3 (9.65%)	150.9 (30.79%)
DQOs	mg L <sup>-1</sup>	364.6	364.6	293.4	293.4	71.2 (19.52%)	71.2 (19.52%)
NAT	mg L <sup>-1</sup>	0.55	0.55	0.39	0.39	0.16 (29.09%)	0.16 (29.09%)
Nitratos	mg L <sup>-1</sup>	7.22	7.22	2.3	2.3	4.92 (68.14%)	4.92 (68.14%)
SSV	mg L <sup>-1</sup>	107.2	21.44	23.65	30.9	2.21 (10.3%)*	76.3 (71.17%)
NTK	mg L <sup>-1</sup>	17.27	3.94	4.67	4.43	0.73 (4.22%)*	12.84 (74.34%)

La relación C/N=25, la más alta simulada, también es la condición de trabajo que representó la mayor remoción de NAT de todas, siendo 91.2% (Tabla 8.12). Los nitratos, fueron removidos en un 87.1%, lo cual también representó el porcentaje más alto de todas las relaciones C/N estudiadas. La DQOt y DQOs fueron removidas 31.6% y 13.9% respectivamente, mientras que se removieron 86.4% de los SSV 86.4% y 62.7% del NTK.

Tabla 8.12 Eficiencias de remoción en las diferentes etapas del sistema de tratamiento con la relación C/N=25

Parámetro		Influyente crudo	Efluente primario	Efluente RLM	Efluente final	Remoción en el RLM	Remoción total
DQOt	mg L <sup>-1</sup>	612.5	487.1	420.7	418.9	66.4 (10.84%)	193.6 (31.6%)
DQOs	mg L <sup>-1</sup>	455.7	455.7	392	392	63.7 (13.97%)	63.7 (13.97%)
NAT	mg L <sup>-1</sup>	0.55	0.55	0.048	0.048	0.502 (91.27%)	0.502 (91.27%)
Nitratos	mg L <sup>-1</sup>	7.22	7.22	0.93	0.93	6.29 (87.11%)	6.29 (87.11%)
SSV	mg L <sup>-1</sup>	134	19.44	26.8	18.18	7.36 (37.86%)	115.82 (86.43%)
NTK	mg L <sup>-1</sup>	17.27	3.94	6.58	6.43	2.64 (15.28%)	10.84 (62.76%)

### 8.3.1 Remoción global de NAT

Las eficiencias de remoción del NAT en el RLM con las ocho relaciones C/N estudiadas van de 0% a 91.2% y se muestran en la Figura 8.7 en contraste con remociones de otros autores. Para el presente estudio se puede observar que la remoción de NAT aumenta conforme la relación C/N lo hace, a excepción de la relación C/N= 20. No es común encontrar publicaciones donde se trabaje con relaciones C/N tan altas. En un trabajo realizado por (Arbiv y van Rijn, 1995) se trabajó con una relación C/N=23.5 medida como DQO/NAT, se trató agua residual acuícola usando un reactor de lecho fluidizado y lograron una remoción de 62% del NAT. En otro estudio, manejando una relación C/N= 19.7 (DQO/NAT), Chiu *et al.* (2007) reportaron una remoción de NAT de 97.1% utilizando un reactor batch y tratando agua sintética. Aquella remoción es superior al 29.09% del presente estudio, sin embargo, no hay que perder de vista que en este se simuló el tratamiento de agua residual acuícola y con un RLM.

Por otro lado, en la zona de las relaciones C/N bajas, se observa que los porcentajes de remoción del presente estudio, son claramente más bajos que los de otros

autores. Esto se debe principalmente al hecho de que a pesar de que la relación C/N era similar, las concentraciones de DQO/NAT eran más altas. Por ejemplo, tan solo las concentraciones de NAT manejadas por Bassin *et al.* (2015), que corresponden a los rombos azules de la figura 8.7, fueron de 100 a 650 mg L<sup>-1</sup> lo cual genera condiciones ideales para las nitrificantes y promueve una alta remoción de ese NAT. Las concentraciones del estudio anterior contrastan con las del presente trabajo, donde el NAT tuvo una concentración de 0.55 mg L<sup>-1</sup>, lo cual explica la diferencia en los resultados de remoción.

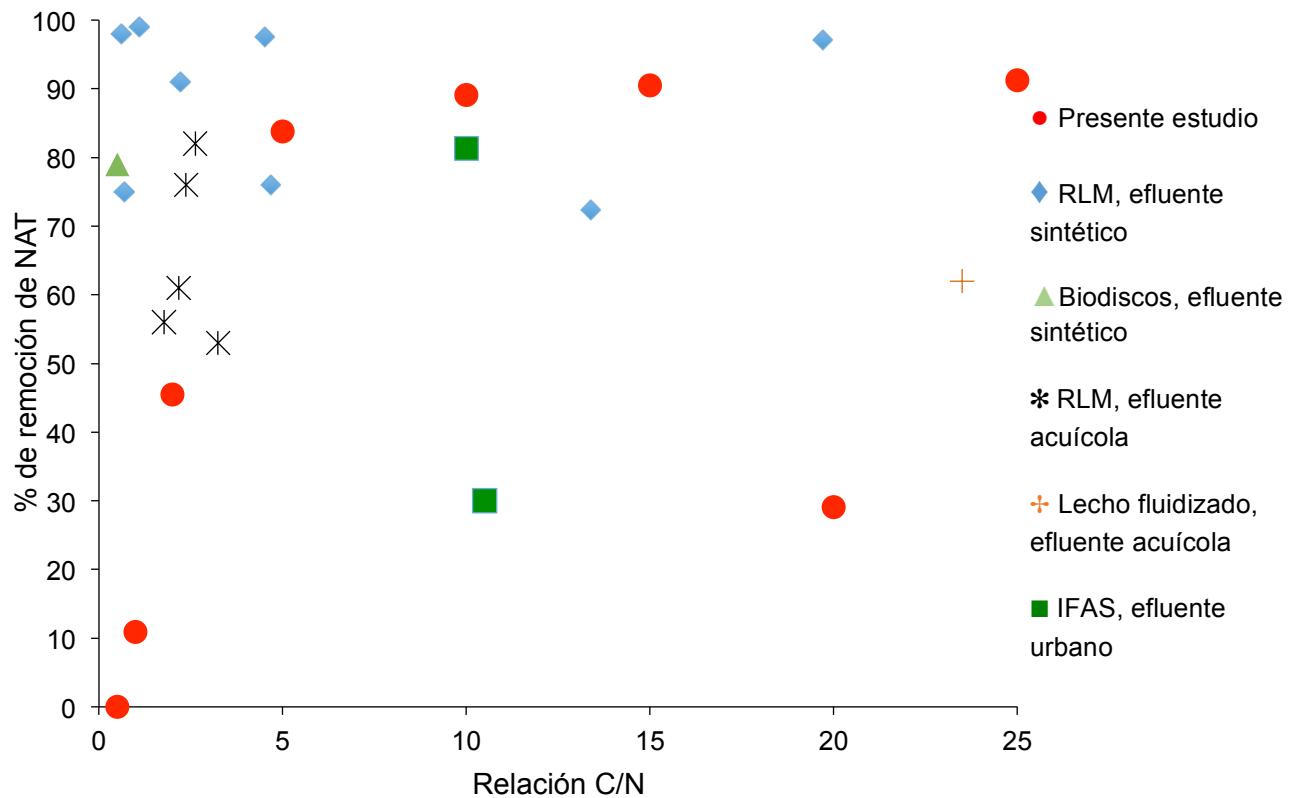


Figura 8.7 Porcentajes de remoción de NAT bajo distintas relaciones C/N reportados por diversos autores<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Arbib y van Rijn, 1995; Bassin *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2009; Chiu *et al.*, 2007; Chu y Wang, 2011; Falletti y Conte, 2007; Fu *et al.*, 2010; Mannina *et al.*, 2011; Nogueira *et al.*, 2015.

Es importante hacer notar, que durante las 8 relaciones C/N simuladas en este trabajo, la concentración final de NAT es inferior a la máxima recomendada para el cultivo de tilapia (*i. e.* < 3 mgNAT L<sup>-1</sup>, ver tabla 5.1).

### 8.3.2 Remoción de NAT por asimilación y nitrificación

Para cuantificar la remoción en cada una de las vías estudiadas se consideró el NAT y los nitratos los SSV a la entrada y salida del RLM. La cuantificación se muestra en la tabla 8.14.

La remoción por las distintas vías estudiadas varió dependiendo de la relación C/N trabajada. Con las relaciones C/N= 2, 5, 10, 15, 20 y 25 el 100% del NAT removido correspondió a asimilación. Con relación C/N=1 el 83% fue eliminado por nitrificación y el restante 17% por asimilación, mientras que con la relación C/N=0.5, no hubo remoción de NAT (Figura 8.7).

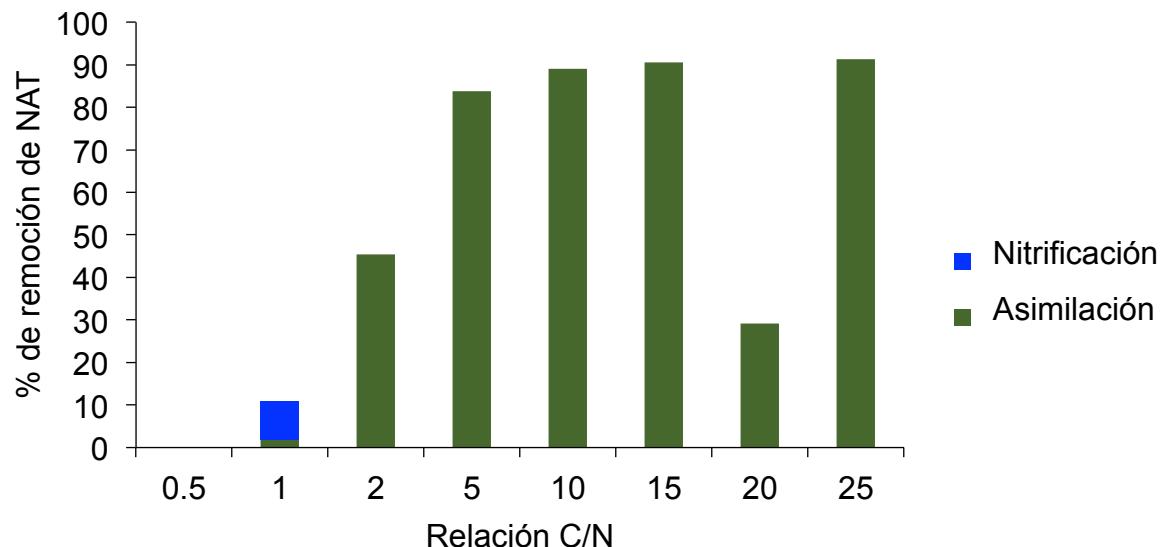


Figura 8.8 Remoción de NAT por las diferentes vías estudiadas.

Para la relación C/N=0.5 no se promovió el crecimiento de biopelícula en los medios de soporte, ya que su espesor fue de  $2\mu\text{m}$  (Fig. 8.11) y la densidad apenas alcanzó  $75 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-3}$  (Fig. 8.10). Debido a ello, no hubo biomasa suficiente que pudiera realizar algún proceso biológico de remoción de NAT, lo cual se confirma al observar el perfil de oxígeno disuelto en la biopelícula, el cual se mantuvo sin cambios (Fig. 8.8 A). Estos datos contrastan con lo obtenido por Terjesen (2013), donde manejando relaciones C/N de 0.27, 0.33 y 0.59 (consideradas como DQO/NAT+NO<sub>2</sub><sup>-</sup>+NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) obtuvo remociones de NAT del orden de 84%, 89% y 89% respectivamente, porcentajes adjudicados a la nitrificación. Dicho autor trabajó con un RLM y con un efluente acuícola de Salmón del Atlántico, donde la temperatura del agua fue de 13°C en promedio. Chu y Wang (2011) trataron un efluente sintético con un RLM con relación C/N= 0.7 (considerada como DQO/NAT) y reportaron una remoción de NAT por NDS correspondiente a 80% y 74.6% con tiempos de retención hidráulicos de 15.4h y 18.5h respectivamente. La peculiaridad de este estudio consistió en que los medios de soporte también sirvieron como fuente de carbono, ya que eran degradables por la biomasa. Trabajando con una relación DQO/NAT=0.5, Chen *et al.*, (2009), lograron una remoción de NAT de 79% correspondiente a NDS usando como proceso biológico de tratamiento los biodiscos. Manejando una relación C/N similar (DQO/NAT= 0.6), Bassin *et al.*, (2015) lograron nitrificar el 98% del NAT de un agua sintética utilizando un RLM a escala laboratorio.

Para el presente estudio, si se analizan las cargas, tanto la orgánica como la amoniacial, se puede apreciar que fueron muy bajas, del orden de  $2.16 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  y  $0.0973 \text{ gNAT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  respectivamente. La CO baja se dio como resultado de tener que disminuir la DQO para lograr la relación C/N=0.5. Es decir, el sustrato (tanto DQO como NAT) durante esta relación C/N de estudio estuvo en tan bajas concentraciones que los microorganismos no tuvieron el mínimo para desarrollarse.

Tabla 8.13 Eliminación del NAT y nitratos por las diversas vías de remoción.

Relación C/N	Parámetro	Influyente (mgN d <sup>-1</sup> )	Efluente (mgN d <sup>-1</sup> )	Remoción/Producción (mg d <sup>-1</sup> )	Tasa de nitrificación (mgNAT d <sup>-1</sup> )	Tasa de desnitrificación (mgNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> d <sup>-1</sup> )	NDS (mgNAT <sup>+</sup> NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> d <sup>-1</sup> )	Asimilación (mg d <sup>-1</sup> )	Remoción total de NAT (mg d <sup>-1</sup> )
25	NAT	44,286	3,887	40,398	0				
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	581,918	152,988	428,930		429,101	429,101		40,398
	SSV	1,565,308	2,157,936	592,627					
	N en la biomasa	106,440	146,739	40,298				40,298	
20	NAT	44,286	31,402	12,833	0				
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	581,918	177,144	404,774		404,172	404,172		12,833
	SSV	1,726,349	1,904,298	177,949					
	N en la biomasa	117,392	129,492	12,100				12,100	
15	NAT	44,286	15,540	28,746					
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	581,918	169,092	412,826	0	411,582	411,582		28,746
	SSV	1,294,762	1,716,686	421,925					
	N en la biomasa	88,044	116,735	28,691				28,691	
10	NAT	44,286	4,831	39,455					
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	581,918	385,691	196,227	0	198,407	198,407		39,455
	SSV	863,174	1,344,684	481,510					
	N en la biomasa	69,054	107,574	38,521				38,521	
5	NAT	44,286	6,442	37,844	0				
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	581,918	526,600	55,317		55,848	55,848		37,844
	SSV	431,587	990,396	558,809					
	N en la biomasa	29,348	67,347	37,999				37,999	
2	NAT	44,286	24,575	19,711	0				
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	581,918	574,108	7,810		7,609	7,609		19,711
	SSV	172,313	456,549	284,236					
	N en la biomasa	11,717	31,046	19,328				19,328	
1	NAT	44,286	40,662	3,623	3,024				
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	581,918	648,186	66,268	0	3,024	3,024		3,623
	SSV	86,317	85,271	1,047					
	N en la biomasa	5,179	5,798	619				619	
0.5	NAT	44,286	44,286	0	0				
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	581,918	581,918	0		0	0		0
	SSV	46,676	46,676	0					
	N en la biomasa	2,902	2,902	0				0	

Con la relación C/N=1 se registró nitrificación, sin embargo, solo se logró remover el 10.9% del NAT de manera global, y de ese total un 83% correspondió a nitrificación y 17% a asimilación. La biopelícula presentó mayor espesor y densidad que en la relación C/N=0.5, alcanzando 10  $\mu\text{m}$  (Fig. 8.11) y 93  $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$  (Fig. 8.10) respectivamente, lo cual significó mayor biomasa capaz de realizar los procesos biológicos de remoción de nitrógeno necesarios en el sistema de tratamiento. Torresi *et al.*, (2016), reportaron que una biopelícula poco espesa (como la alcanzada con esta relación C/N), favorece el proceso de nitrificación sobre otras vías de remoción. Además, el oxígeno disuelto a lo largo de la biopelícula se mantuvo siempre mayor a 4  $\text{mg L}^{-1}$  (Fig. 8.8 B), por lo que se propició la nitrificación por parte de las bacterias nitrificantes, que solo se desarrollan en condiciones aerobias. La nitrificación durante esta relación concuerda con Bassin *et al.* (2015), quien encontró que con una relación C/N entre 0 y 4, se proporcionan las condiciones necesarias para la biomasa nitrificante. No obstante, estos mismos autores removieron 99% del NAT de un agua residual sintética usando un RLM bajo régimen batch con una relación C/N=1.1. La diferencia entre los resultados de dicho autor y el presente estudio, radica en el hecho de que en Bassin *et al.* (2015) trabajó cargas amoniacales del orden de 0.19 a 2.47  $\text{mg L}^{-1}$ , mientras que en el presente trabajo la carga fue de solo 0.0973  $\text{gNAT m}^{-2}\text{d}^{-1}$ .

A partir de la relación C/N=2, el 100% de la remoción de NAT correspondió a asimilación realizada por bacterias heterótrofas (Fig. 8.7). Para esta relación se logró una remoción de 45.45% del NAT gracias a la formación de una biopelícula de 14  $\mu\text{m}$  de espesor (Fig. 8.11) y 124  $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$  de densidad (Fig. 8.10), donde la biomasa heterótrofa realizó la asimilación del NAT. En esta condición de trabajo, el oxígeno disuelto a lo largo de la biopelícula fue superior a 4.2  $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  (Fig. 8.8 C). Una relación similar (C/N=2.2) fue trabajada en un RLM batch por Bassin *et al.* (2015) para tratar un efluente sintético, logrando una remoción de NAT por nitrificación de 91% a 96% dependiendo del tiempo de retención hidráulico

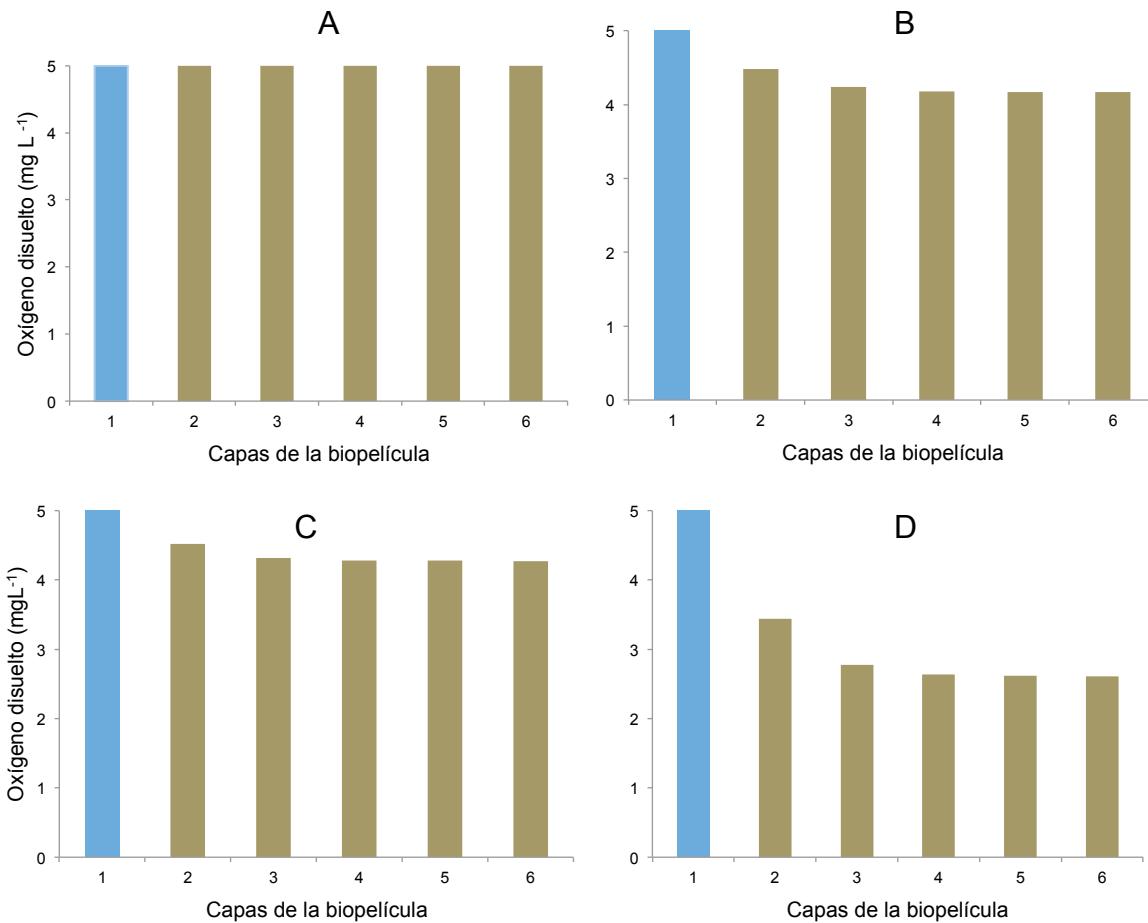


Figura 8.9 Oxígeno disuelto a través de la biopelícula

Con la relación C/N=5 la remoción de NAT aumentó hasta un 83.81%, y de la misma manera, el espesor de la biopelícula creció, alcanzando  $39 \mu\text{m}$  (Fig. 8.11) y una densidad de  $133 \text{ mg cm}^{-3}$  (Fig. 8.10), lo cual significó más biomasa que asimiló una mayor cantidad de NAT, esto en condiciones de menor concentración de oxígeno disuelto que en las relaciones C/N anteriores (Fig. 8.12 D). Fu *et al.* (2010), trabajando con una relación C/N=4.5 en un RLM (medida como DQO/NAT) registró una remoción de NAT del 97.6% gracias a la NDS en un agua residual sintética. También con un RLM, Nogueira *et al.* (2015) nitrificó un 76% del NAT de un agua residual sintética. Cabe resaltar que para estos 2 estudios, los RLM fueron de

tamaño escala y el agua tratada fue sintética, lo cual es una constante en los trabajos realizados con estos reactores.

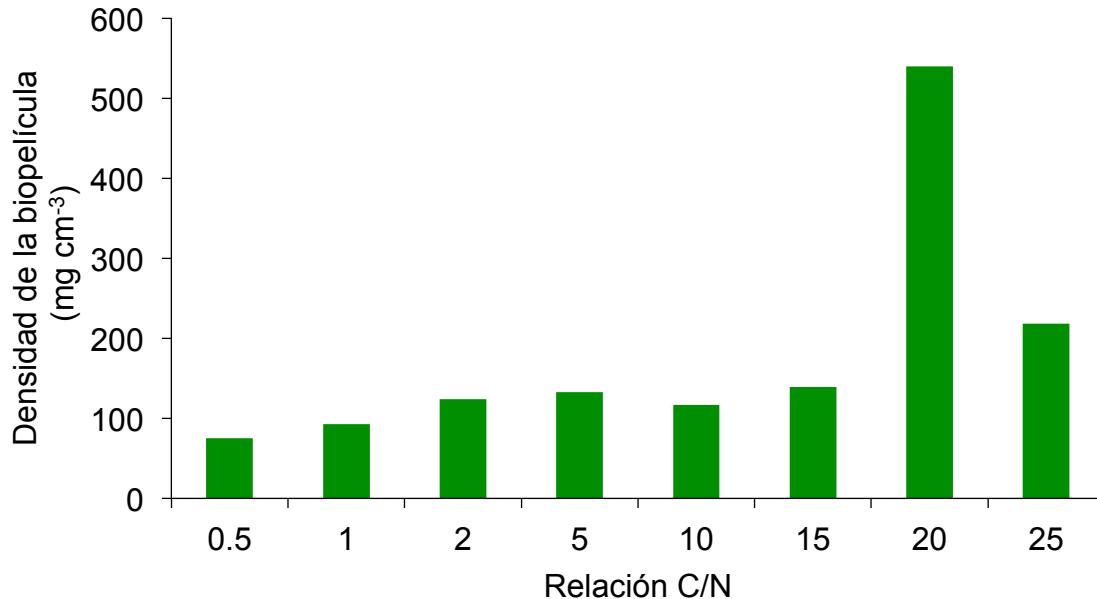


Figura 8.10 Densidad de la biopelícula con las relaciones C/N de estudio

La relación C/N= 10 significó una remoción de 89.09% del NAT, toda por asimilación de biomasa heterótrofa. El espesor de la biopelícula fue de casi el doble que en la relación C/N anterior, alcanzando  $76 \mu\text{m}$  (Fig. 8.11) y  $117 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-3}$  de densidad (Fig. 8.10), lo cual representa una mayor concentración de biomasa que puede realizar la remoción del NAT. Lo anterior, también significó una diferenciación en la concentración de oxígeno disuelto a través de la biopelícula (Fig. 8.12 A), lo cual permitió el desarrollo de heterótrofos aerobios y anóxicos. Esto significa una mayor diversidad bacteriana, lo cual contribuye a una mayor remoción NAT, tal como lo sugieren Torresi *et al.*, (2016). Los resultados para esta relación C/N concuerdan con un estudio realizado por Mannina *et al.* (2011), donde tratando un agua residual urbana con un IFAS lograron una remoción de NAT de 81.3% con una relación C/N=10. Los datos anteriores contrastan con Fu *et al.* (2010) quienes con una relación C/N=11.9 lograron una remoción de NAT de 99.2%, sin embargo, para este estudio se utilizó un RLM y agua sintética.

Para la relación C/N=15 la remoción fue prácticamente igual que con C/N=10, alcanzando 90.54% de NAT removido. La biopelícula alcanzó un espesor de 107  $\mu\text{m}$  (Fig. 8.11) y una densidad de 139  $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$  (Fig. 8.10). Esto se tradujo en más biomasa y por consiguiente mayor remoción de NAT. El aumento en el espesor de la biopelícula también generó un gradiente en la concentración de oxígeno disuelto a lo largo de la biopelícula (Fig. 8.12 B). Esto, al igual que en la relación C/N anterior, propicia una mayor diversidad de bacterias (Torresi *et al.*, 2016), lo que conlleva a una mayor remoción de NAT. Aunque no se suele trabajar RLM a relaciones C/N tan altas Falletti y Conte (2007), cuantificaron una remoción de NAT de 11% y 56% trabajando con relaciones C/N= 13.6, la primera por asimilación y la segunda por nitrificación. Dichos autores trabajaron con un RLM acoplado a un sistema de tratamiento en tres etapas (lodos activados, RLM1 y RLM2). Con una relación similar (C/N=13.4) Fu *et al.* (2010) removieron 72.4 % del NAT de un agua residual sintética con un RLM a escala.

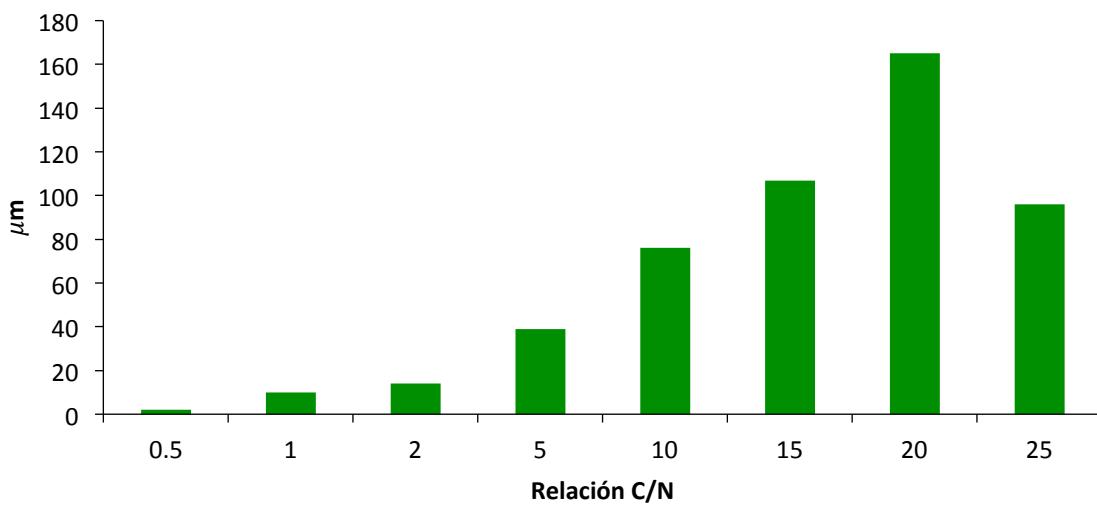


Figura 8.11 Espesor de la biopelícula con las diferentes relaciones C/N

Para la relación C/N=20 la remoción de NAT cayó hasta el 20.09%. La biopelícula tuvo un espesor mayor a la relación anterior, alcanzando 165  $\mu\text{m}$  (Fig. 8.11) y una densidad superior al resto de las relaciones C/N estudiadas, alcanzando 520  $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-3}$

(Fig. 8.10). Una densidad de biopelícula tan alta significa menor porosidad, menor difusividad del oxígeno (Fig 8.12 C.), menor actividad de la biomasa y por lo tanto una menor remoción del NAT (Meena *et al.*, 2014). No es común encontrar estudios donde se haya trabajado con relaciones C/N tan altas. Arbiv y van Rijn (1995) trabajaron con un efluente acuícola con un reactor de lecho fluidizado a una relación C/N=23.5. Dichos autores removieron 62% de NAT por NDS.

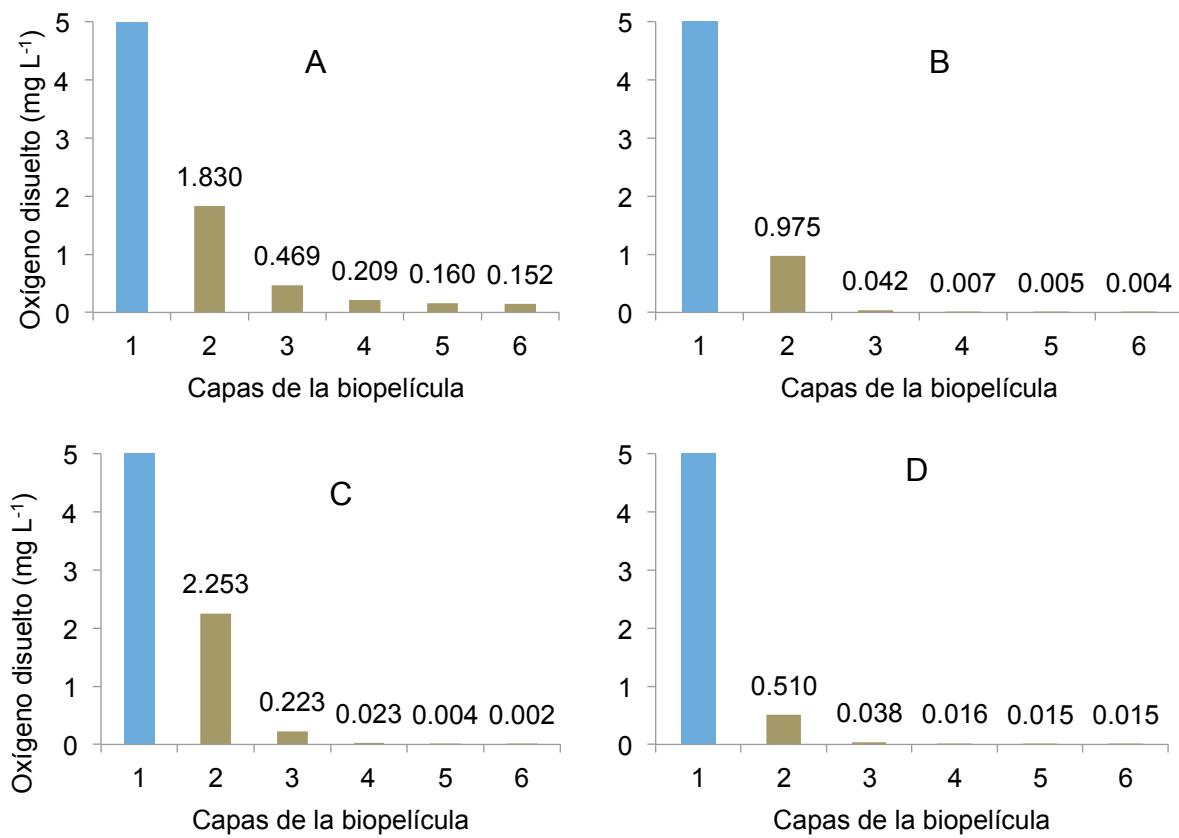


Figura 8.12 Oxígeno disuelto en las diferentes capas de la biopelícula.

La relación C/N=25 fue la que mejor desempeño mostró en la remoción de NAT, al alcanzar 91.27%. Aunque la biopelícula fue menos espesa que en relaciones anteriores (Fig. 8.11) la densidad fue la segunda más alta de este trabajo, llegando a los  $218 \text{ mg cm}^{-3}$  (Fig. 8.10), se considera que el hecho de que los heterótrofos

tuvieron mayor concentración de fuente de carbono (DQO) condujo a que toda la biomasa estuviera activa y realizando la transformación del NAT. De igual manera, el perfil de oxígeno disuelto a través de la biopelícula (Fig. 8.12 D) pudo haber contribuido a tener una mayor diversidad de bacterias heterótrofas, con lo cual la transformación del NAT también aumenta, esto ya ha sido reportado por Mattei *et al.* (2015) y por Torresi *et al.*, (2016). Cabe resaltar que solo con esta relación C/N se observa una disminución tan repentina del oxígeno disuelto de la fase líquida (1) a la primer capa de la biopelícula (2). Esto se pudo deber a la actividad de las bacterias heterótrofas aerobias en las capas más externas de la biopelícula, que al estar transformando el NAT también lo hacían con el oxígeno disuelto. De manera general, la eficiencia de remoción de NAT por nitrificación disminuye conforme aumenta la relación C/N. Sin embargo, en este estudio se muestra que la remoción total por asimilación se mantiene con una relación C/N a partir de 2.

La figura 8.13 muestra la relación existente entre el espesor y la biopelícula considerando también la eficiencia de remoción de NAT.

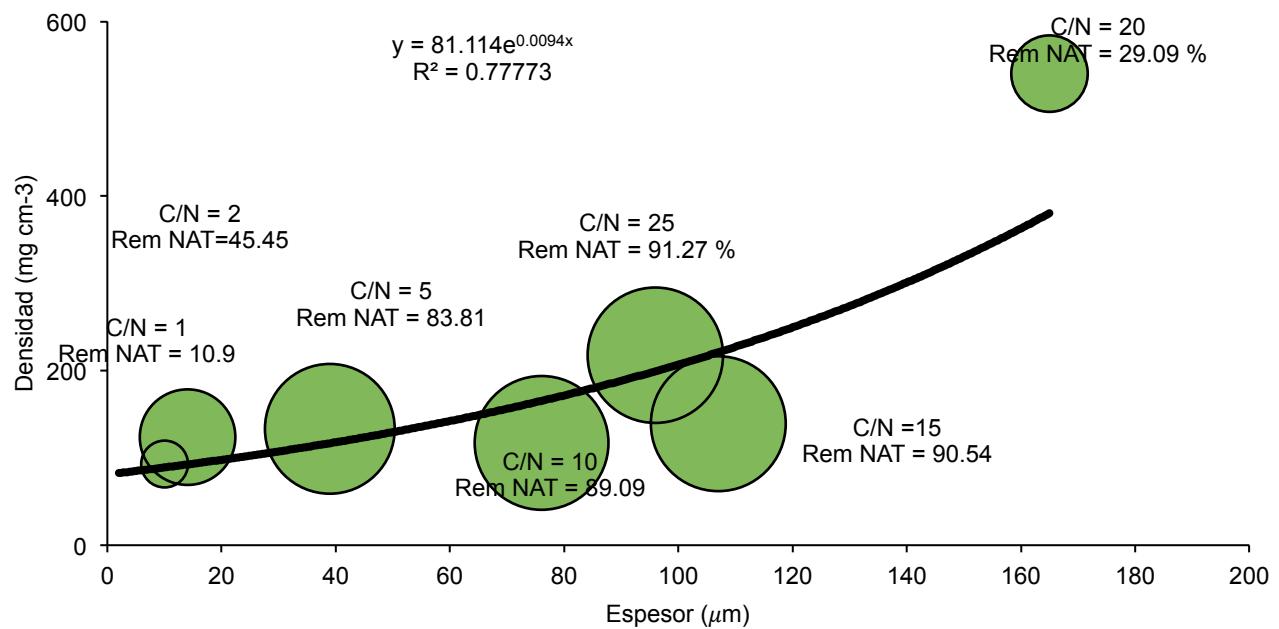


Figura 8.13 Porcentajes de remoción de NAT contra la densidad y el espesor de la biopelícula.

Podemos observar que con una densidad de alrededor de  $100 \text{ mg cm}^{-3}$  de biopelícula, la remoción mostró un comportamiento variable, y que el espesor determinó la eficiencia de remoción, ya que conforme este aumentaba, la eficiencia de remoción también lo hacia, salvo para la relación C/N=20.

En la figura 8.14 podemos observar que la remoción de NAT presenta un comportamiento logarítmico respecto a la densidad.

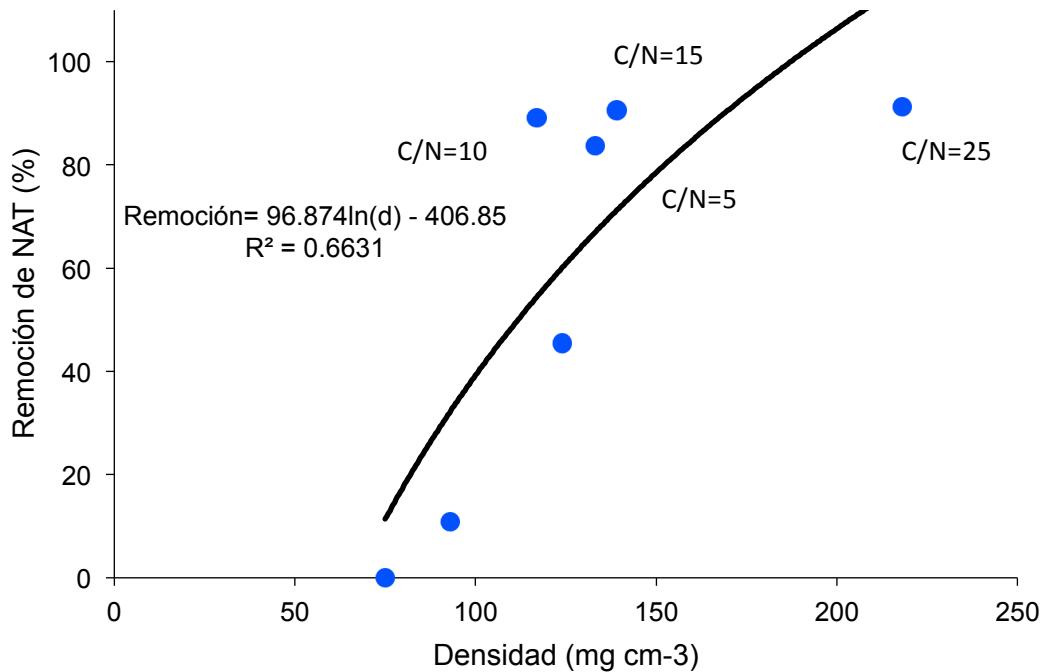


Figura 8.14 Remoción de NAT respecto a la densidad

Podemos observar que para las relaciones C/N=5, 10, 15 y 25 la remoción se mantiene entre el 80 y 90% a pesar del aumento en la densidad de la biopelícula. Esto nos habla de que una densidad de alrededor de  $140 \text{ mg cm}^{-3}$  es recomendable para trabajar, ya que se asegura la mayor remoción de NAT sin tener biomasa en exceso que pudiera estar apareciendo al final del proceso de tratamiento en detrimento de la calidad del agua tratada.

Con el espesor ocurre algo similar. En la figura 8.15 se puede observar que la remoción se mantiene entre 83% y 90% con relaciones C/N=5, 10, 15 y 25 a pesar de tener espesores que van de 40 a 107  $\mu\text{m}$ .

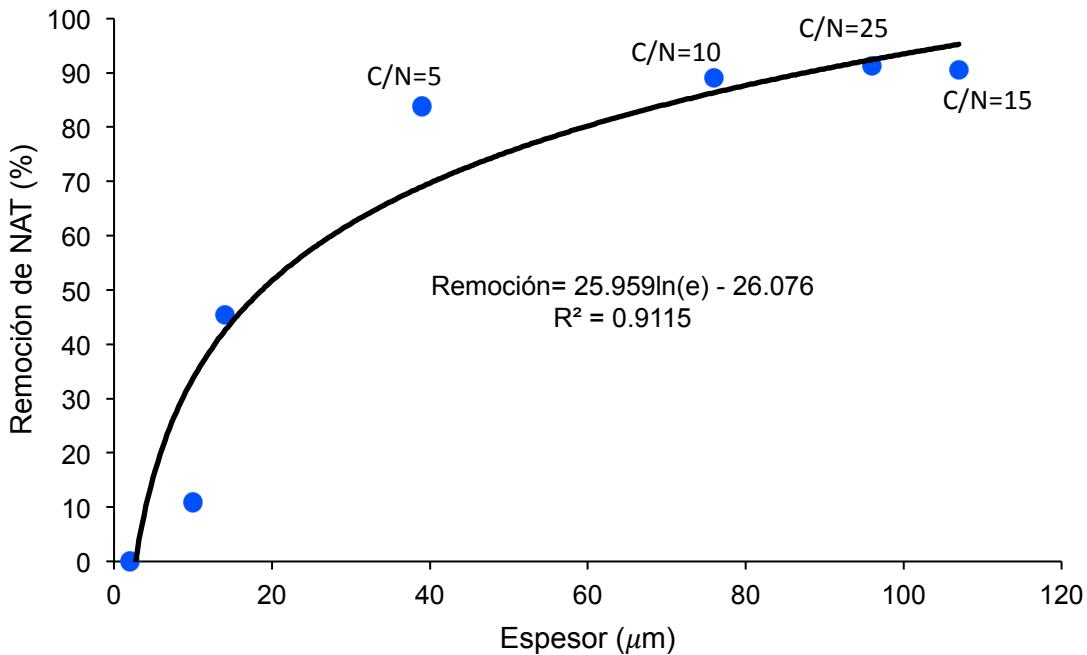


Figura 8.15 Remoción de NAT respecto al espesor

Podemos observar un claro comportamiento logarítmico, donde se alcanza un asymptota con los espesores más altos, mientras que con los más bajos se observa un cambio importante en la remoción de NAT conforme el espesor aumenta.

### **8.3.3 Temperatura, pH, y oxígeno disuelto a lo largo del proceso de tratamiento**

El agua residual proveniente de los estanques de los peces tuvo una concentración de oxígeno disuelto de  $3.8 \text{ mg L}^{-1}$  al entrar al sistema de tratamiento. El efluente final del proceso del tratamiento registró una concentración de oxígeno disuelto de  $5 \text{ mg L}^{-1}$  debido a la aireación en el RLM. La concentración de oxígeno disuelto en todas

las relaciones C/N simuladas fue la misma a lo largo de todo el proceso. Esta concentración no representa ningún problema al momento de regresar al agua a los estanques de cultivo, ya que la concentración ideal para el cultivo de tilapia está entre los 3 y 5 mg L<sup>-1</sup> de oxígeno disuelto (SAGARPA, 2012). En el interior del RLM la concentración de OD fue de 5mg L<sup>-1</sup>, manteniéndose siempre en ese valor debido a los difusores de aire que presentaba el reactor en el fondo, lo cual garantizó que este no fuera un factor limitante para el desarrollo de la nitrificación, proceso que requiere una concentración igual o mayor a 2 mg L<sup>-1</sup> (Chen *et al.*, 2006) .

La alcalinidad se mantuvo sin cambios al entrar al sistema de tratamiento y se modificó hasta salir del RLM, donde se presentaron distintas concentraciones en las relaciones C/N simuladas (Fig. 8.16). De acuerdo a Chen *et al.*, (2006) se debe mantener una alcalinidad superior a 200 mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> con la finalidad de permitir el proceso de nitrificación en el RLM.

La temperatura del agua a lo largo del proceso de tratamiento se mantuvo en 25°C. Esta temperatura está dentro del rango óptimo para el cultivo de peces (25 °C a 32 °C), por lo que no representa un problema para el acuicultor (García y Calvario, 2008). El monitoreo de este parámetro es importante, ya que por debajo de los 20°C se inhibe la reproducción de las tilapias. En cuanto al reactor se refiere, se sabe que a mayor temperatura se favorece el proceso de nitrificación (Chen *et al.*, 2006).

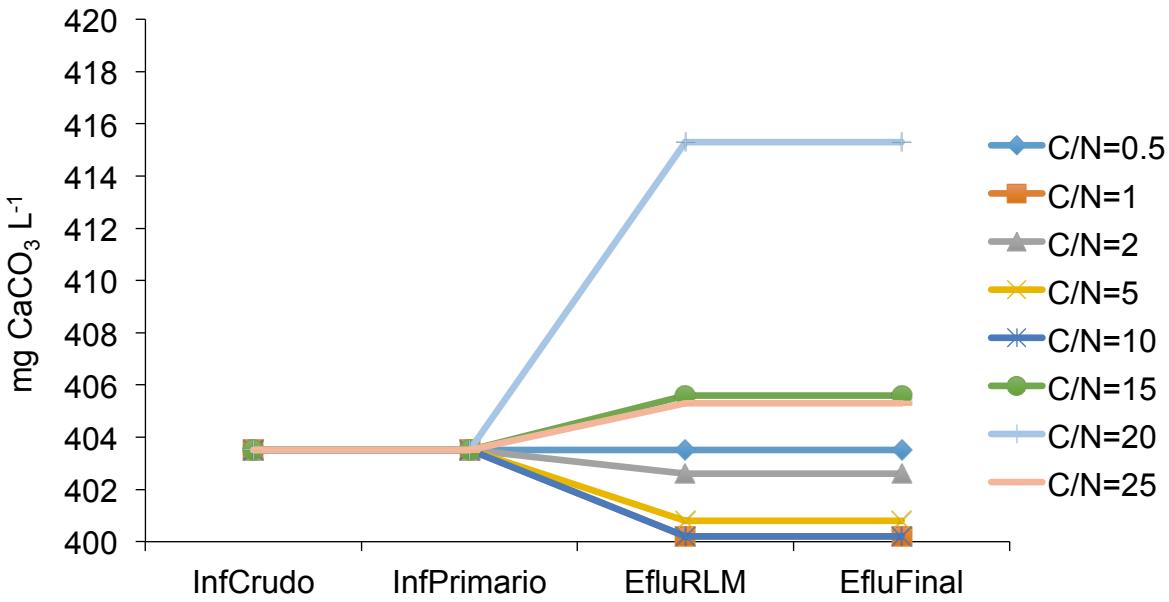


Figura 8.16 Alcalinidad a lo largo del proceso de tratamiento

### 8.3.4 Remoción de DQO y SSV

La remoción de DQOt de todo sistema de tratamiento se muestra en la Figura 8.17. Con excepción de la relación C/N=0.5 se removió más del 30% de la DQOt con todas las relaciones C/N simuladas. La relación C/N=10 fue en la que se midió una mayor remoción, la cual alcanzó el 38.98%. Por otro lado, con la relación C/N= 0.5 apenas se removió el 20.81%. Cabe recordar que la relación C/N fue controlada con la DQO, por lo que a mayores relaciones C/N mayor concentración de DQO en el influente. Dado que la DQO no representa problema para los peces no debe ser un factor a tomar en cuenta para elegir la relación C/N que más convenga dependiendo de la calidad esperada en el efluente. Por otro lado, sí se debe considerar el costo económico que se tendrá al estar utilizando una fuente de carbono externa para subir la relación C/N original del efluente a valores con los que se logre una mayor remoción del NAT. Una de las fuentes de carbono más utilizadas es la glucosa (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>), ya que se ha encontrado que es utilizada de manera eficiente por una gran variedad de microorganismos en reactor.

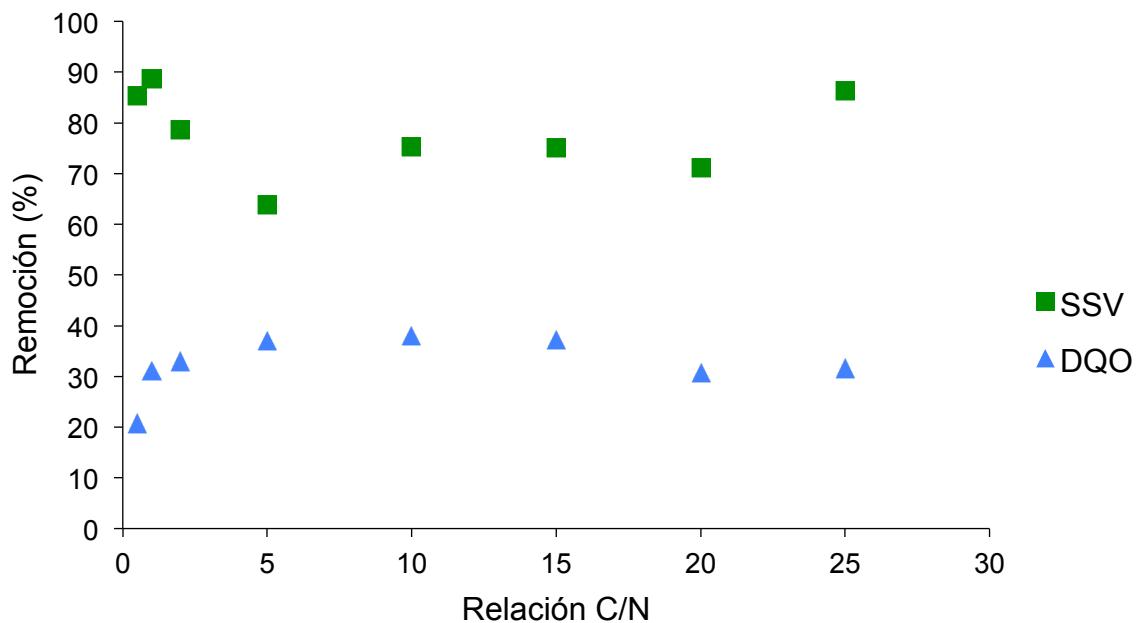


Figura 8.17 Remoción de DQO y SSV de todo el sistema de tratamiento

Las concentraciones de DQO al final del sistema de tratamiento se muestran en las tablas 8.5 a 8.12, siendo la más alta del orden de  $418 \text{ mg L}^{-1}$ , esto con la relación C/N=25. Sin embargo, no es necesario trabajar el sistema de tratamiento del RAS con una relación tan alta, ya que con la relación C/N=5 se logra una alta remoción de NAT y la concentración de DQO en el efluente es de  $77 \text{ mg L}^{-1}$ . Alcanzar una relación C/N=5 respecto a la relación original que proviene del agua de los estanques del RAS (C/N= 3.8) implica la adición de  $25.5 \text{ mg L}^{-1}$  de glucosa, lo cual representa un costo diario de \$493.00.

La eficiencia es un parámetro ampliamente utilizado para cuantificar la remoción de la DQO en reactores de biopelícula (Orantes, 2001). que es la rapidez a la que se degrada la materia orgánica por los microorganismos. La fórmula para calcularla es la siguiente:

$$E = \frac{Q * (DQO_{inf} - DQO_{efl})}{A}$$

Donde :

E= eficiencia de remoción de materia orgánica ( $\text{gDQO m}^{-2}\text{d}^{-1}$ )

Q= caudal diario que ingresa al RLM

DQO inf= concentración de DQO en el influente del RLM ( $\text{g DQO m}^{-3}$ )

DQO efl= concentración de DQO en el efluente del RLM ( $\text{g DQO m}^{-3}$ )

A= área total de los medios de soporte

En la tabla 8.15 se presenta la eficiencia de remoción de DQOt y DQOs con las relaciones C/N de estudio. La eficiencia aumentó conforme lo hacía la relación C/N y por consecuencia la carga orgánica, ya que la cantidad de alimento disponible para los microorganismos también lo hace, esto concuerda con lo reportado por Orantes (2001).

Tabla 8.14 Eficiencia de remoción de la DQOt y DQOs con la relaciones C/N de estudio.

Relación C/N	CO ( $\text{g DQO m}^{-2}\text{d}^{-1}$ )	Eficiencia ( $\text{gDQOt m}^{-2}\text{d}^{-1}$ )	Eficiencia ( $\text{gDQOs m}^{-2}\text{d}^{-1}$ )
0.5	2.16	0	0
1	4.33	0.25	0.18
2	8.67	1.08	1.02
5	21.67	3.5	3.51
10	43.35	7.48	7.59
15	65.03	10.63	10.811
20	86.71	8.37	12.6
25	108.4	11.75	11.27

Dicho autor, trabajando con un RLM cuantificó una eficiencia máxima de  $24.64 \text{ gDQOt m}^{-2}\text{d}^{-1}$  con una CO de  $43.3 \text{ gDQO m}^{-2}\text{d}^{-1}$ , situación que contrasta con el presente estudio, donde con una CO igual, la eficiencia fue de solo  $7.48 \text{ gDQOt m}^{-2}\text{d}^{-1}$ .

<sup>1</sup>. Sin embargo, para la DQOs los valores se acercan, ya que para la misma CO, Orantes (2001) reporta 8.69 gDQOs m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> y en el presente estudio se reportan 7.59 gDQOs m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>.

La figura 8.18 muestra de manera gráfica las eficiencias de remoción tanto de la DQOt como de la DQOs. Se puede observar que prácticamente todas las eficiencias son iguales tanto para la DQOt como para la DQOs, salvo para la relación C/N=20, donde la eficiencia de remoción para la DQOt es menor. Es en esta relación donde se observó también el mayor espesor y la mayor densidad de la biopelícula, además fue la relación donde la remoción de NAT cayó respecto a las relaciones C/N más bajas (Fig. 8.8).

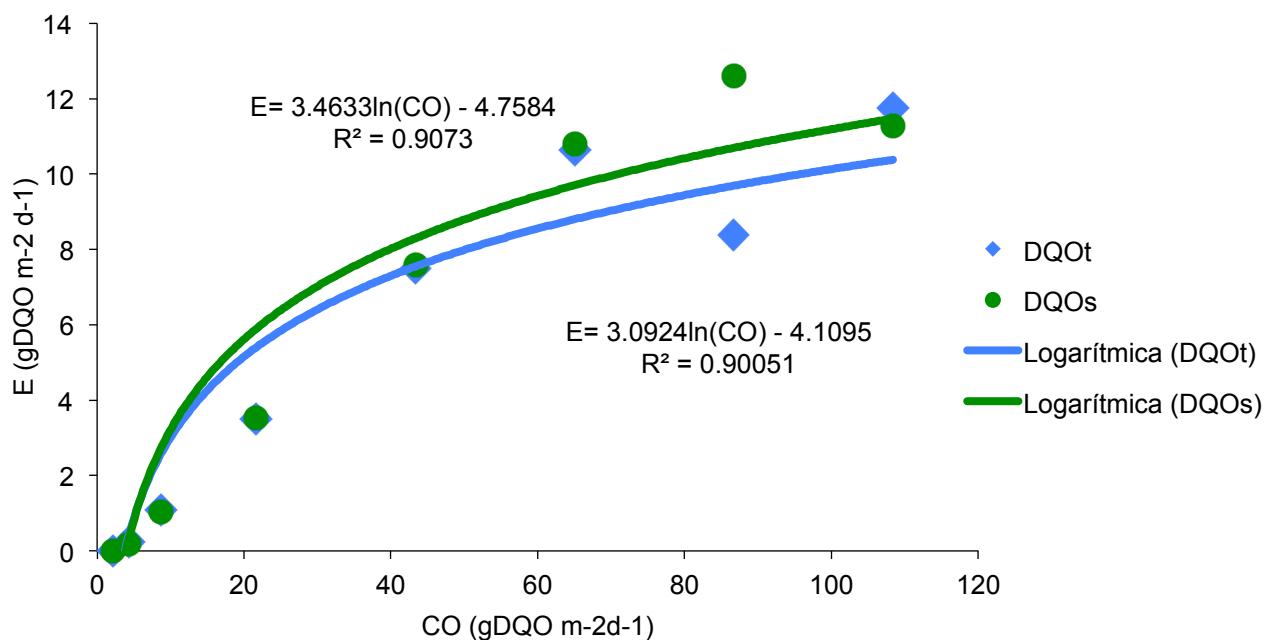


Figura 8.18 Eficiencia de remoción de DQOt y DQOs bajo distintas cargas orgánicas (relaciones C/N).

Al generar líneas de tendencia se puede observar un claro comportamiento logarítmico, donde al aumentar la CO la eficiencia de remoción de la DQO se

estabiliza, a diferencia de las CO más bajas, donde el menor cambio en este parámetro modifica de manera sustancial la eficiencia.

Dadas estas condiciones, se presume que una mayor disposición de DQOs (rápidamente aprovechable por las bacterias) favoreció el crecimiento de biomasa heterótrofa, aglutinándose de mayor manera, teniendo una mayor densidad de la biopelícula y un mayor espesor, sin embargo, este aumento en la biomasa no significó mayor remoción de NAT, dado que los heterótrofos que utilizaron esta materia orgánica, lo hicieron en condiciones anóxicas, donde el NAT no es removido, sino únicamente los nitratos, lo cual concuerda con los datos obtenidos en la tabla 8.14, donde se observa que fue de las relaciones C/N con mayor remoción de nitratos, alcanzando  $404 \text{ gNO}_3^- \text{ d}^{-1}$ .

## 9. CONCLUSIONES

- La eficiencia de remoción de NAT en el RLM de un RAS de tilapia, se ve afectada al cambiar la relación C/N del influente del reactor. Al reducir la relación C/N, disminuye la eficiencia de remoción de NAT.
- Con relaciones  $C/N \geq 2$ , la biomasa del RLM presenta un comportamiento totalmente heterótrofo, ya que el 100% del NAT que se remueve es por la vía de la asimilación.
- El proceso de nitrificación sólo se observó en la relación  $C/N=1$ , donde el 83% del NAT eliminado correspondió a esta vía.
- De entre las relaciones C/N estudiadas, la condición más favorable de operación del RLM del RAS de tilapia es con una relación  $C/N=5$ , ya que promueve el más alto porcentaje de remoción de NAT (83.8%) con la menor modificación de la relación C/N original.

## **10. RECOMENDACIONES**

- Es necesario reforzar el conocimiento sobre el comportamiento de RLM a escala real, tratando efluentes reales. Ya que los estudios con reactores a escala laboratorio y con efluentes sintéticos son abundantes.

## 11. LITERATURA CITADA

- APHA, 1999. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. American Public Health Association, Washington, EUA.
- Arbiv, R., van Rijn, J., 1995. Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal in intensive aquaculture systems. Aquacultural Engineering 14, 189–203. doi:10.1016/0144-8609(94)P4435-E
- Barwal, A., Chaudhary, R., 2014. To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: a review. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 13, 285–299. doi:10.1007/s11157-014-9333-7
- Bassin, J.P., Abbas, B., Vilela, C.L.S., Kleerebezem, R., Muyzer, G., Rosado, A.S., van Loosdrecht, M.C.M., Dezotti, M., Halachmi, I., Simon, Y., Guetta, R., Hallerman, E.M., 2015. Tracking the dynamics of heterotrophs and nitrifiers in moving-bed biofilm reactors operated at different COD/N ratios. Bioresource Technology 192, 131–141. doi:10.1016/j.biortech.2015.05.051
- Beveridge, M.C.M., McAndrew, B.J., 2000. Tilapias: Biology and exploitation, Primera Ed. ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston y London.
- Brown, J.A., Koch, C.M., 2005. Biological nutrient removal (BNR) Operation in wastewater treatment plants. Water Environment Federation Press, Alexandria, USA.
- Carrera Muyo, J., 2001. Eliminación biológica de nitrógeno en un efluente con alta carga. Estudio de los parámetros del proceso y diseño de una depuradora industrial. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.
- Chen, H., Liu, S., Yang, F., Xue, Y., Wang, T., 2009. The development of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in a single reactor for nitrogen removal. Bioresource Technology 100, 1548–1554. doi:10.1016/j.biortech.2008.09.003
- Chen, S., Ling, J., Blancheton, J.P., 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. Aquacultural Engineering 34, 179–197. doi:10.1016/j.aquaeng.2005.09.004
- Chiu, Y., Lee, L., Chang, C., Chao, A.C., 2007. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. International Biodeterioration & Biodegradation 59, 1–7. doi:10.1016/j.ibiod.2006.08.001
- Chu, L., Wang, J., 2011. Nitrogen removal using biodegradable polymers as carbon source and biofilm carriers in a moving bed biofilm reactor. Chemical Engineering Journal 170, 220–225. doi:10.1016/j.cej.2011.03.058
- Corral, M.L., Grisel, H., Montes, J., Polanco, E., 2000. La acuicultura: Biología, regulación, fomento, nuevas tendencias y estrategia comercial. Tomo 1. Grupo

Mundi-Prensa, Madrid, España.

- Crab, R., Avnimelech, Y., Defoirdt, T., Bossier, P., Verstraete, W., 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture* 270, 1–14. doi:10.1016/j.aquaculture.2007.05.006
- Delnavaz, M., Ayati, B., Ganjidoust, H., 2010. Prediction of moving bed biofilm reactor (MBBR) performance for the treatment of aniline using artificial neural networks (ANN). *Journal of Hazardous Materials* 179, 769–775. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.03.069
- Díaz, V., Ibáñez, R., Gómez, P., Urtiaga, a. M., Ortiz, I., 2012. Kinetics of nitrogen compounds in a commercial marine Recirculating Aquaculture System. *Aquacultural Engineering* 50, 20–27. doi:10.1016/j.aquaeng.2012.03.004
- DINARA, 2010. Manual básico de Piscicultura en estanques. Montevideo, Uruguay.
- Espinosa-Rodríguez, M.A., Fall, C., 2015. Optimización de la producción de lodos en un sistema de lodos activados a través de la calibración del modelo ASM1. *Ingeniería, Investigación y Tecnología* 16, 93–104. doi:10.1016/S1405-7743(15)72110-4
- Falletti, L., Conte, L., 2007. Upgrading of Activated Sludge Wastewater Treatment Plants with Hybrid Moving-Bed Biofilm Reactors. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 46, 6656–6660. doi:10.1021/ie061635v
- FAO, 2016. Estado mundial de la pesca y la acuicultura 2016. Contribución a la seguridad alimentaria y nutrición para todos. Roma, Italia.
- Fu, B., Liao, X., Ding, L., Ren, H., 2010. Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 26, 1981–1990. doi:10.1007/s11274-010-0382-y
- García Ortega, A., Calvario Martínez, O., 2008. Manual de buenas prácticas de producción acuícola de tilapia para la inocuidad alimentaria. SAGARPA, 155.
- Guerdat, T.C., Losordo, T.M., Classen, J.J., Osborne, J. a., DeLong, D., 2011. Evaluating the effects of organic carbon on biological filtration performance in a large scale recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering* 44, 10–18. doi:10.1016/j.aquaeng.2010.10.002
- Guerdat, T.C., Losordo, T.M., Classen, J.J., Osborne, J. a., DeLong, D.P., 2010. An evaluation of commercially available biological filters for recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 42, 38–49. doi:10.1016/j.aquaeng.2009.10.002
- Gujer, W., 2010. Nitrification and me - A subjective review. *Water Research* 44, 1–19. doi:10.1016/j.watres.2009.08.038
- Guzmán-Chávez, 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 Cabadas,

Michoacán.

- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosdrecht, M.C.M., 2000. Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA Publishing. Londres, Inglaterra.
- Hulsbeek, J.J.W., 2002. A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. *Water Science and Technology* 45, 127–136.
- Hydromantis, 2015. Enviromental Software Solutions, Inc. [WWW Document].
- López Castillo, H., 2009. Desarrollo del Proceso Anammox para el Tratamiento de Lixiviados: Puesta en Marcha y Aplicación. Tesis Doctoral. Universidad de Girona. Barcelona, España.
- Mannina, G., Di Trapani, D., Torregrossa, M., Viviani, G., 2007. Modelling of hybrid moving bed biofilm reactors: a pilot plant experiment. *Water Science & Technology* 55, 237–246. doi:10.2166/wst.2008.219
- Mannina, G., Trapani, D. Di, Viviani, G., Ødegaard, H., 2011a. Modelling and dynamic simulation of hybrid moving bed biofilm reactors: Model concepts and application to a pilot plant. *Biochemical Engineering Journal* 56, 23–36. doi:10.1016/j.bej.2011.04.013
- Mannina, G., Trapani, D. Di, Viviani, G., Ødegaard, H., 2011b. Modelling and dynamic simulation of hybrid moving bed biofilm reactors: Model concepts and application to a pilot plant. *Biochemical Engineering Journal* 56, 23–36. doi:10.1016/j.bej.2011.04.013
- Mattei, M.R., Frunzo, L., D'Acunto, B., Esposito, G., Pirozzi, F., 2015. Modelling microbial population dynamics in multispecies biofilms including Anammox bacteria. *Ecological Modelling* 304, 44–58. doi:10.1016/j.ecolmodel.2015.02.007
- Meena, V., Indira, K., Kumar, S., Rajendran, L., 2014. A new mathematical model for effectiveness factors in biofilm under toxic conditions. *Alexandria Engineering Journal* 53, 917–928. doi:10.1016/j.aej.2014.09.003
- Metcalf & Eddy, 2003. *Wastewater engineering: Treatment and reuse*, 4th ed. McGraw-Hill, Boston.
- Montero Rodríguez, M., 2015. Visión General del Sector Acuícola Nacional. México. [WWW Document]. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO. URL [http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso\\_mexico/es](http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_mexico/es)
- Münch, E. V., Lant, P., Keller, J., 1996. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Research* 30, 277–284. doi:10.1016/0043-1354(95)00174-3
- Nogueira, B.L., Pérez, J., van Loosdrecht, M.C.M., Secchi, A.R., Dezotti, M., Biscaia, E.C., 2015. Determination of the external mass transfer coefficient and influence of mixing intensity in moving bed biofilm reactors for wastewater treatment. *Water Research* 80, 90–98. doi:10.1016/j.watres.2015.05.010
- ONU, 2015. Organización de las Naciones Unidas [WWW Document]. URL <http://www.un.org/es/globalissues/population/>. Accesado en noviembre de 2015

- Orantes, J.C., 2001. Reactor de lecho móvil para tratar aguas residuales usando un nuevo material de soporte. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pathak, B.K., Kazama, F., Saiki, Y., Sumino, T., 2007. Presence and activity of anammox and denitrification process in low ammonium-fed bioreactors. *Bioresource Technology* 98, 2201–2206. doi:10.1016/j.biortech.2006.08.014
- Plattes, M., Fiorelli, D., Gillé, S., Girard, C., 2007. Modelling and dynamic simulation of a moving bed bioreactor using respirometry for the estimation of kinetic parameters. *Biochemical ... 2*.
- Rusten, B., Eikbrokk, B., Ulgenes, Y., Lygren, E., 2006. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering* 34, 322–331. doi:10.1016/j.aquaeng.2005.04.002
- Sabumon, P.C., 2007. Anaerobic ammonia removal in presence of organic matter: A novel route. *Journal of Hazardous Materials* 149, 49–59. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.03.052
- SAGARPA, 2012. Carta Nacional Acuícola. Diario Oficial de la Federación 33–112.
- Sin, G., Van Hulle, S.W.H., De Pauw, D.J.W., Van Griensven, A., Vanrolleghem, P.A., 2005. A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: A SWOT analysis. *Water Research* 39, 2459–2474. doi:10.1016/j.watres.2005.05.006
- Soria, L.Y., 2015. Remoción de nitrógeno amoniácal y composición de la biopelícula , de un reactor de lecho móvil , en un sistema acuícola con recirculación. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Tesis de Maestría.
- Soto, A., 2015. Estudio de un reactor de lecho móvil, acoplado a un sistema acuícola con recirculación. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Tesis de Maestría.
- Terjesen, B.F., Summerfelt, S.T., Nerland, S., Ulgenes, Y., Fjæra, S.O., Megård Reiten, B.K., Selset, R., Kolarevic, J., Brunsvik, P., Bæverfjord, G., Takle, H., Kittelsen, A.H., Åsgård, T., 2013. Design, dimensioning, and performance of a research facility for studies on the requirements of fish in RAS environments. *Aquacultural Engineering* 54, 49–63. doi:10.1016/j.aquaeng.2012.11.002
- Timmons, M.B., Ebeling, J.M., 2010. Recirculating aquaculture, 2º. ed. Cayuga Aqua Ventures, New York.
- Torresi, E., Fowler, S., Polesel, F., Bester, K., Andersen, H., Smets, B., Plasz, B., Christensson, M., 2016. Biofilm thickness influences biodiversity in nitrifying MBBRs - Implications on micropollutant removal. *Environmental Science and Technology* 17.
- Wang, C.-C., Lee, P.-H., Kumar, M., Huang, Y.-T., Sung, S., Lin, J.-G., 2010. Simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD) in a full-scale landfill-leachate treatment plant. *Journal of hazardous materials* 175, 622–8. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.10.052

Wyffels, S., Van Hulle, S.W.H., Boeckx, P., Volcke, E.I.P., Van Cleemput, O., Vanrolleghem, P.A., Verstraete, W., 2004. Modeling and simulation of oxygen-limited partial nitritation in a membrane-assisted bioreactor (MBR). *Biotechnology and Bioengineering* 86, 531–542. doi:10.1002/bit.20008

Zhao, Y., Cao, D., Liu, L., Jin, W., 2006. Municipal wastewater treatment by moving-bed-biofilm reactor with diatomaceous earth as carriers. *Water Environmental Research* 78, 392–396.

Zhu, Y., Zhang, Y., Ren, H., Geng, J., Xu, K., Huang, H., Ding, L., 2015. Physicochemical characteristics and microbial community evolution of biofilms during the start-up period in a moving bed biofilm reactor. *Bioresource Technology* 180, 345–351. doi:10.1016/j.biortech.2015.01.006

## Anexo 1

Matriz del modelo matemático Mantis

Componente → $i$		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	Tasas de velocidad, $p_j$
$j$	Proceso ↓	$S_I$	$S_S$	$X_I$	$X_S$	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	$X_u$	$X_{ND}$	$S_O$	$S_{NO}$	$S_{NN}$	$S_{NH}$	$S_{ND}$	$S_{ALK}$	
1	Crecimiento aerobio de heterótrofos con sustrato soluble y NAT		-1/ $Y_H$			1				-(1- $Y_H$ )/ $Y_H$			- $i_{bhn}$		- $i_{bhn}/14$	$\mu_H (S_S/K_{SH}+S_S) (S_O/K_{OH}+S_O) (S_{NH}/K_{NH}+S_{NH}) X_{BH}$
2	Crecimiento anóxico de heterótrofos con sustrato soluble y NAT		-1/ $Y_H$		1						-(1- $Y_H$ )/2.86 $Y_H$	(1- $Y_H$ )/2.86 $Y_H$	- $i_{bhn}$		(- $i_{bhn}/14$ )+[(1- $Y_H$ )/(14*2.86* $Y_H$ )]	etag $\mu_H (S_S/K_{SH}+S_S) (K_{AD}/K_{AD}+S_O) (S_{NH}/K_{NH}+S_{NH}) (S_{NO}/K_{NO}+S_{NO}) X_{B,H}$
3	Crecimiento aerobio de heterótrofos con sustrato soluble y $NO_3^-$		-1/ $Y_H$		1					-(1- $Y_H$ )/ $Y_H$	- $i_{bhn}$				- $i_{bhn}/14$	$\mu_H (S_S/K_{SH}+S_S) (S_O/K_{OH}+S_O) (K_{NH}/K_{NH}+S_{NH}) (S_{NO}/K_{NO}+S_{NO}) X_{BH}$
4	Crecimiento anóxico de heterótrofos con sustrato soluble y $NO_3^-$		-1/ $Y_H$		1						- $i_{bhn}$ - (1- $Y_H$ )/(2.86* $Y_H$ )	(1- $Y_H$ )/2.86 $Y_H$			(- $i_{bhn}/14$ )+[(1- $Y_H$ )/(14*2.86* $Y_H$ )]	etag $\mu_H (S_S/K_{SH}+S_S) (K_{AD}/K_{AD}+S_O) (K_{NH}/K_{NH}+S_{NH}) (S_{NO}/K_{NO}+S_{NO}) X_{BH}$
5	Decaimiento de heterótrofos			1-fuh	-1	1	fuh	$i_{bhn}$ -fuh*iuhn								$b_H \cdot X_{BH}$
6	Hidrólisis de materia orgánica enredada		1		-1											$K_H [(X_S/X_{BH})/K_X + X_S/X_{BH}] ((S_O/K_{OH}+S_O)+etag(K_{OH}/K_O H+S_O)(S_{NO}/K_{NO}+S_{NO})) X_{BH}$
7	Hidrólisis de nitrógeno orgánico enredado								-1					1		$r6 \cdot (X_{ND}/X_S)$
8	Amonificación de nitrógeno orgánico soluble												1	-1	1/14	$K_A \cdot S_{ND} \cdot X_{BH}$

9	Crecimiento de autótrofos								
10	Decaimiento de autótrofos								

Materia orgánica soluble inerte ( $\text{gDQO m}^{-3}$ )

Materia orgánica rápidamente biodegradable ( $\text{gDQO m}^{-3}$ )

Materia orgánica inerte particulada ( $\text{gDQOm}^{-3}$ )

Materia orgánica lentamente biodegradable ( $\text{gDQOm}^{-3}$ )

Biomasa heterótrofa activa ( $\text{gDQO m}^{-3}$ )

Biomasa autótrofa activa ( $\text{gDQO m}^{-3}$ )

Productos particulados inertes del decaimiento ( $\text{gDQO m}^{-3}$ )

Nitrógeno orgánico lentamente biodegradable ( $\text{gN m}^{-3}$ )

Oxígeno ( $\text{g(-DQO) m}^{-3}$ )

Nitrógeno de nitritos y nitratos ( $\text{gN m}^{-3}$ )

Dinitrógeno ( $\text{gN m}^{-3}$ )

Nitrógeno orgánico rápidamente biodegradable ( $\text{gN m}^{-3}$ )

Alcalinidad (moles  $\text{m}^{-3}$ )

$$\mu_A \frac{(S_{NH}/K_{NH} + S_{NH})}{(S_{NH}/K_{NA} + S_{NH})} \frac{(S_O/(K_{OA} + S_O)) X_{BA}}{(S_O/(K_{OA} + S_O)) X_{BA}}$$

$$b_A X_{BA}$$

## Anexo 2

Tabla semáforo resultado del análisis de sensibilidad. La primera línea muestra la ecuación del modelo de regresión, la segunda, la derivada (tasa de cambio) del mismo. El color verde indica una tasa de cambio  $\geq 10\%$ , amarillo  $\geq 5 < 10\%$  y rojo  $\geq 0 < 5\%$ , porcentaje que corresponde a la concentración del parámetro del agua medido a la salida del RLM. Todos los valores de  $r>0.80$ .

Cinéticos de heterótrofos							
	muh	ksh	koh	kad	etag	kno	knh
DQOt	DQOt = -4.4Ln(muhamuh)+79.1 dDQOt/dmuh=-4.4/muh	DQOt = 51(ksh)+72 dDQOt/dksh= 51	DQOt=0.9koh+71.2 dDQOt/dkoh=0.9	DQOt=-1.4kad+73.5 dDQOt/dkad=-1.4	DQOt=-0.8Ln(etag)+71.7 dDQOt/detag=-0.8/tag	DQOt=71.1 dDQOt/dkno=0	DQOt=71.1 dDQOt/dknh=0
DQOs	DQOs= -7.7Ln(muhamuh)+62.2 dDQOs/dmuh=-7.7/muh	DQOs=-9.7(ksh)+49.9 dDQOs/dksh=-9.7	DQOs=1.5koh+48.6 dDOQs/dkoh=1.5	DQOs=-2.4kad+52.6 dDQOs/dkad=-2.4	DQOs=-1.5Ln(etag)+49.4 dDQOs/detag=-1.5/tag	DQOs=48 dDQOs/dkno=0	DQOs=48.1 dDQOs/dknh=0
NAT	NA= 1.2Ln(muhamuh)+1.2 dNA/dmuh=1.2/muh	NA=-0.47ksh+3.15 dNa/dksh=-0.47	NA=-0.3koh+3.7 dNA/dkoh=-0.3	NA=0.09Ln(kad)+3.2 dNA/dkad=0.09/kad	NA=-0.06Ln(etag)+3.1 dNA/detag=-0.06/tag	NA=3.04 dNA/dkno=0	NA=1.08knh+2.9 dNA/dknh=1.08
NOx	NOx= 3.5muhamuh+7.7 dNOx/dmuh=3.5	NOx=-8.12(ksh)+9.48 dNOx/dksh=-8.12	NOx=0.08koh+10 dNOx/dkoh=0.08	NOx=-0.3Ln(kad)+9.6 dNOx/dkad=-0.3/kad	NOx=-0.6Ln(etag)+9.2 dNOx/detag=-0.6/tag	NOx=8.65 dNOx/dkno=0	NOx=-0.8knh+8.7 dNOx/dknh=-0.8
SSV	SSV= 4.04Ln(muhamuh)+17.3 dSSV/dmuh=4.04/muh	SSV=65.7(ksh)+23.8 dSSV/dksh=65.7	SSV=-0.7koh+24.3 dSSV/dkoh=-0.7	SSV=0.4Ln(kad)+23.4 dSSV/dkad=0.4/kad	SSV=0.7Ln(etag)+24.05 dSSV/detag=0.7/tag	SSV=24.9 dSSV/dkno=0	SSV=24.8 dSSV/dknh=0
NTK	NTK= -3.7muhamuh+20.9 dNTK/dmuh=-3.7/muh	NTK= 3.6ksh+13.7 dDQOt/dmuh=3.6	NTK=0.2koh+14.1 dNTK/dkoh=0.2	NTK=13.793 dNTK/dkad=0	NTK=13.7 dNTK/detag=-0	NTK=13.15 dNTK/dkno=0	NTK=1.1+13.4 dNTK/dknh=1.1

## Anexo 2 (continuación)

Cinéticos de heterótrofos		Cinéticos de autótrofos					
	bh	kalk	mua	kna	koা	ba	kalka
DQOt	DQOt=1.5bh <sup>2</sup> -5.07bh+74.2 dDQOt/dbh=3.09bh-5.07	DQOt=0.01kalk+74.9 dDQOt/dkalk=0.01	DQOt=0.2Ln(mua)+75.3 dDQOt/dmua=0.2/mua	DQOt=-0.09Ln(kna)+75.6 dDQOt/dkna=-0.09/kna	DQOt=75.5 dDQOt/dkoा=0	DQOt=-0.3ba+75.4 dDQOt/dba=-0.3	DQOt=75.2 dDQOt/dkalka=0
DQOs	DQOs=1.7bh+46.8 dDQOs/dbh=1.7	DQOs=0.02kalk+52.9 dDQOs/dkalk=0.02	DQOs=-0.6Ln(mua)+54.1 dDQOs/dmua=-0.6/mua	DQOs=53.5 dDQOs/dkna=0	DQOs=53.5 dDQOd/dkoा=0	DQOs=0.2ba+53.4 dDQOs/dba=0.2	DQOs=53.7 dDQOs/dkalka=0
NAT	NA=-0.9bh+3.9 dNA/dbh=-0.9	NA=-0.0002kalk+0.9 dNA/dkalk=-0.0002	NA=-0.4Ln(mua)+0.9 dNA/dmua=-0.4/mua	NA=0.10kna+0.1 dNA/dkna=0.1	NA=0.08koा+0.5 dNA/dkoा=0.08	NA=1.1ba+0.4 dNA/dba=1.1	NA=1.49 dNA/dkalka=0
NOx	NOx=-0.5871bh+9.0711 dNOx/dbh=-0.5871	NOx=-0.009Ln(kalk)+6.9 dNOx/dkalk=-0.009	NOx=0.5Ln(mua)+6.8 dNOx/dmua=0.5/mua	NOx=-0.07kna+7.4 dNOx/dkna=-0.07	NOx=- 0.06koा+7.2 dNOx/dkoा=-0.06	NOx=-0.8ba+7.2 dNOx/dba=-0.8	NOx=6.45 dNOx/dkalka=0
SSV	SSV=1.6bh <sup>2</sup> -7.3bh+29.5 dSSV/dbh=3.3bh-7.3	SSV=-0.1Ln(kalk)+23.9 dSSV/dkalk=-0.1/kalk	SSV=0.3(mua)+23.06 dSSV/dmua=0.3	SSV=-0.08Ln(kna)+23.7 dSSV/dkna=-0.08/kna	SSV=23.6 dSSV/dkoा=0	SSV=-0.5ba+23.6 dSSV/dba=-0.5	SSV=23.2 dSSV/dkalka=0
NTK	NTK=0.3bh <sup>2</sup> -0.2bh+13.6 dNTK/dbh=0.6bh-0.2	NTK=16.8 dNTK/dkalk=0	NTK=-0.7Ln(mua)+16.9 dNTK/dmua=-0.7/mua	NTK=0.09kna+16.1 dNTK/dkna=0.09	NTK=16.5 dNTK/dkoा=0	NTK=1.02ba+16.3 dNTK/dba=1.02	NTK=17.4 dNTK/dkalka=0

## Anexo 2 (continuación)

	Hidrólisis		Amonificación		Rendimiento	
	kh	kx	etah	ka	yh	ya
DQOt	DQOt=-1.3kh+79.3	DQOt=0.3kx+71.2	DQOt=71.8	DQOt=-0.1Ln(ka)+71.04	DQOt=-14.4yh <sup>2</sup> +7.2yh+21.6	DQOt=176.91ya+142
	dDQOt/dkh=-1.3	dDQOt/dkx=0.3	dDQOt/detah=0	dDQOt/dka=-0.1/ka	dDQOt/dyh=-28.8yh+7.2	dDQOt/dya=176.91
DQOs	DQOs=0.3kh+52.6	DQOs=-0.1kx+54.8	DQOs=54.6	DQOs=-21.7ka+55.7	DQOs=-109.6yh+180.2	DQOs=8.4ya+60.8
	dDQOs/dkh=0.3	dDQOs/dkx=-0.1	dDQOs/detah=0	dDQOs/dka=-21.7	dDQOs/dyh=109.6	dDQOs/dkh=8.4
NAT	NA=0.6kh-0.3	NA=-0.2kx+3.7	NA=0.09etah+3.4	NA=35.8ka+0.1	NA=-206.2yh <sup>2</sup> +103.1yh+1	NA=-0.2Ln(ya)+0.6
	dNA/dkh=0.6	dNA/dkx=-0.2	dNA/detah=0.09	dNA/dka=35.8	dNA/dyh=412.4yh+103.1	dNA/dya=-0.2
NOx	NOx=-0.1kh+6.9	NOx=0.04kx+5.9	NOx=-0.02etah+5.9	NOx=0.3Ln(ka)+6.9	NOx=-27.4yh <sup>2</sup> +13.7yh+62.7	NOx=-0.2Ln(ya)+0.6
	dNOx/dkh=-0.1	dNOx/dkx=0.04	dNOx/detah=-0.02	dNOx/dka=0.3/ka	dNOx/dkh=-54.8yh+13.7	dNOx/dya=-0.2
SSV	SSV=-1.5kh+27.9	SSV=0.5kx+17.7	SSV=-0.2etah+18.4	SSV=17.9	SSV=4.76yh <sup>2</sup> -2.38yh+1.12	SSV=180.9ya+87.5
	dSSV/dkh=-1.5	dSSV/dkx=0.5	dSSV/detah=-0.2	dSSV/dka=0	dSSV/dyh=-9.52yh-2.38	dSSV/dya=180.9
NTK	NTK=17.4	NTK=17.3	NTK=17.3	NTK=17.3	NTK=-3.32yh <sup>2</sup> +1.66yh+11.3	NTK=23.8ya+17.3
	dNTK/dkh=0	dNTK/dkx=0	dNTK/detah=0	dNTK/dka=0	dNTK/dyh=-6.64yh+1.66	dNTK/dya=23.8