



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO

División de Ciencias e Ingeniería

**EFFECTO DE LAS CONDICIONES HIDRÁULICAS EN
EL CONSUMO DE OXÍGENO EN UN SISTEMA DE
BIOPELÍCULA NITRIFICANTE**

TESIS

**Para obtener el grado de
LICENCIADA EN INGENIERIA AMBIENTAL**

Presenta

María del Rosario May López

Director de Tesis

Dr. José Manuel Carrión Jiménez

Chetumal, Quintana Roo, México, Diciembre de 2005.

Ø49692



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO

Tesis elaborada bajo la supervisión del comité de Tesis del programa de
Licenciatura y aprobada como requisito para obtener el grado de:

LICENCIADA EN INGENIERIA AMBIENTAL

COMITÉ DE TESIS

DIRECTOR:

Dr. José Manuel Carrión Jiménez

ASESOR:

M.C. Juan Carlos Ávila Reveles

ASESOR:

Q.F.B. José Luis González Bucio

ASESOR SUPLENTE:

M.I. Norma Angélica Oropeza García

ASESOR SUPLENTE:

M.C. José Martín Rivero Rodríguez

Chetumal, Quintana Roo, México, Diciembre de 2005

Al final de un buen sendero, siempre hay una estrella.

A Maria del Rosario López Flores y
José Roberto May Salazar, mis padres

Agradecimientos:

A Wilder, mi mejor amigo, mi mejor apoyo, mi amor.

Al Dr. José Manuel Carrión Jiménez, gracias por tanta paciencia, por tanta enseñanza, y por el tiempo invertido en la supervisión de este trabajo.

A CONACYT (-2002-C01-41232) por el apoyo económico y equipo brindado.

A ustedes mis hermanos; pero en especial, a los que me brindaron un periodo importante de su vida mientras realizaba este proyecto... Candelaria, Rafael, Marisa, Roberto y Marisol. A ti también querida cuñada, gracias Irma.

A mis mejores amigas y colegas, Linda, Nancy, Vanesa; *ya somos dos*.

A los maestros que confiaron en mí y me brindaron una diversidad de conocimientos: Martín Rivero, Juan Carlos Ávila, Rubén Elixavide, Magdalena Vázquez, Laura Patricia, José Luis González, Mario Leal, Cesar Cristóbal, Norma Oropeza, Benito Prezas, Lourdes Castillo, Jennifer, Karina y al maestro Ricardo Alberto (Jaque Mate).

A la maestra Patricia Fragoso; encargada del laboratorio de recursos naturales, quien siempre nos apoyo con el equipo necesario, para llevar a cabo este trabajo.

ÍNDICE

Introducción.....	6
Objetivo general.....	11
Objetivos particulares.....	11
Hipótesis.....	11
Antecedentes.....	12
Capítulo I: Caracterización biológica del filtro sumergido nitrificante.....	13
1.1.1 Materiales y métodos.....	13
1.1.2 Estimación de parámetros cinéticos (modelo teórico).....	15
1.2 Resultados y discusión.....	17
1.2.1 Estudio del comportamiento del filtro sumergido nitrificante.....	18
1.2.2 Estimación de parámetros cinéticos.....	21
Capitulo II: Estudio del efecto de la hidráulica del sistema en la cinética de consumo de la biopelícula.....	24
2.1.1 Materiales y métodos.....	24
2.1.2 Medición del número de reynolds.....	25
2.1.3 Medición de la potencia por unidad de volumen.....	25
2.1.4 Calculo de la velocidad de transferencia máxima y la velocidad de transferencia.....	26
2.1.5 Calculo de la eficiencia de transferencia de oxígeno (ETO).....	26
2.1.6 Modelo teórico.....	26
2.2 Resultados y discusión.....	28
2.2.1 Experimentos con el método “dinámico duplo ”.....	28
2.2.2 Experimentos con el método respirometrico de pulsos.....	30
2.2.3 Análisis energético de la transferencia de oxígeno.....	33
capitulo III: Conclusiones	36
Bibliografía	37

INTRODUCCIÓN

Los seres vivos necesitamos agua para poder vivir y realizar muchas de nuestras actividades diarias, por lo que la calidad del agua es muy importante, tanto para el consumo humano, así como para todos los seres vivos.

Debido al crecimiento demográfico y la gran actividad industrial, cada vez aumenta la demanda de este líquido vital, y en igual medida su contaminación; por lo tanto es muy importante tratar el agua de forma adecuada, para que no afecte al ser descargada al medio ambiente.

Por esto es prioridad realizar estudios que nos permitan conocer los mejores métodos para evitar su contaminación y tratar aquella que ya ha sido contaminada.

La contaminación del agua se puede dar debido a la presencia de diferentes compuestos y microorganismos patógenos que son vertidos en él, uno de esos contaminantes es el nitrógeno. El nitrógeno se encuentra en el agua residual en forma de iones amonio o amoniaco libre.

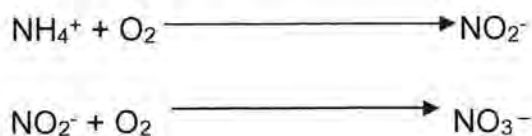
El nitrógeno es un elemento esencial para los seres vivos, forma parte de nuestra atmósfera, y es indispensable para las plantas, debido a que es uno de sus nutrientes primordiales. Cuando el amoniaco esta presente en el agua en concentraciones elevadas, produce una alta demanda de oxígeno para su oxidación y es toxico para la vida acuática, además en forma de nitratos contribuye a la eutrofización de los lagos y pantanos; también puede ser perjudicial para la salud humana al pasar al agua potable. El amoniaco llega al agua debido principalmente, a la utilización de fertilizantes nitrogenados, a la ganadería y a las industrias.

La remoción del amoniaco se puede realizar por procesos físicos, químicos y biológicos. La remoción por el método físico de "Stripping" consiste en una columna a la cual se le inyecta, por la parte superior, el medio líquido que

contiene el contaminante, y por la parte inferior se le inyecta aire. El aire arrastra el amoníaco el cual pasa de la fase líquida a la fase gaseosa y esta posteriormente es liberada a la atmósfera, lo que conlleva a un nuevo tipo de contaminación. El método de "Stripping" tiene un alto costo, ya que requiere mantener el pH y la temperatura por arriba de 11.5 y 30 °C respectivamente.

Los procesos biológicos son más económicos para la remoción de nitrógeno de las aguas residuales domésticas e industriales. La remoción completa del amoníaco, puede realizarse mediante un proceso biológico en dos etapas: la nitrificación que es un proceso biológico realizado por medio de bacterias autótrofas quimiosintéticas, nombradas así, porque su energía, la obtienen de la oxidación de compuestos inorgánicos en este caso de la oxidación del ion amonio; y la etapa de desnitrificación, que es un proceso heterótrofo y anóxico (en ausencia de oxígeno disuelto pero con NO_2 y NO_3 como aceptores finales de electrones).

En la fase de conversión aeróbica hay dos especies bacterianas implicadas. Primero, las bacterias amonio oxidantes principalmente compuestas del género *Nitrosomonas*, que convierten el amoníaco en nitrito. Y la segunda especie implicada, son las bacterias nitrito oxidantes compuestas principalmente por el género *Nitrobacter*, que convierten los nitritos en nitratos. Estos dos procesos juntos son comúnmente conocidos como el proceso de nitrificación, cuyas reacciones simplificadas se pueden expresar de la siguiente forma:



La especie *Nitrobacter* es muy sensible a los cambios de los factores ambientales, como a temperaturas bajas y baja concentración de oxígeno disuelto (Henze, 1986), a metales tóxicos (Grady y col, 1989) a la presencia de amoníaco libre (NH_3) y al ácido nitroso no disociado (Anthonisen y col., 1976).

La segunda fase de remoción de amonio, es la desnitrificación y es un proceso heterótrofo anóxico, donde el nitrito o nitrato se convierten a nitrógeno molecular. Debido a que es un proceso heterótrofo, es necesario la adición de una fuente de carbono orgánica. La desnitrificación es realizada por muchas bacterias anaeróbicas, tales como la de los generos: *Achromobacter*, *Bacillus* y *Pseudomonas* (Painter,1977). La primera fase de la desnitrificación es el proceso inverso a la nitrificación, vuelve a transformar el nitrato en nitrito. Mientras que en la segunda fase se transforma el nitrito en nitrógeno gas, este gas puede ser liberado a la atmósfera sin causar daños ambientales.

Como la nitrificación es un proceso autótrofo, es necesario suministrar una fuente de carbono inorgánica. Mientras que la desnitrificación es un proceso heterótrofo, en el que se pueden utilizar diferentes compuestos orgánicos como son: metanol ,glucosa, acetato, ácido benzoico, así como el metano (Thalasso y col., 1997).

Debido a que los microorganismos que realizan la nitrificación, tienen una velocidad de crecimiento baja al igual que su rendimiento celular, es difícil obtener y mantener suficientes microorganismos en procesos de lodos activados, ya que la biomasa se encuentra suspendida. Una solución a éste problema, es el uso de reactores que contienen un soporte sobre el cual crecen los microorganismos formando una biopelícula; esto permite contar con tiempos de retención de biomasa grandes, así como reactores de volúmenes pequeños. Un reactor de este tipo utilizado en años recientes en tratamiento de aguas residuales es el filtro sumergido.

La tecnología de filtros sumergidos se ha utilizado con éxito en tratamiento de aguas residuales para la remoción de materia orgánica y fósforo, además de nitrificación y desnitrificación (Paffoni,1990, Behrendt, 1999,Cecen and Gonenc, 1994, Ryhiner y col. , 1994, Leslie y col, 1999, Schlegel,1988). Existen tres tipos de filtros sumergidos: de flujo ascendente, de flujo descendente y filtro sumergido combinado. En el filtro sumergido de flujo ascendente, el agua es alimentada por la parte de abajo del filtro y el efluente sale por la parte de

arriba. En el filtro de flujo descendente, el agua es inyectada por la parte de arriba y el efluente sale por la parte de abajo. En tanto, el filtro sumergido combinado, consiste en un reactor que combina el crecimiento de biomasa suspendida con crecimiento de biomasa afianzada en un soporte; este tipo de filtro necesita una etapa de separación de sólidos, debido a las bacterias que crecen suspendidas y que salen del filtro. Los filtros sumergidos ascendente y descendente, tienen la ventaja de no requerir una etapa de separación de sólidos (sedimentador) ya que no tienen cantidades altas de biomasa en suspensión.

Como se mencionó, los filtros sumergidos han sido utilizados con éxito en la nitrificación de aguas residuales con concentraciones altas de amoníaco. Estos filtros proporcionan la ventaja de mantener una gran cantidad de biomasa nitrificante. Sin embargo, los procesos de transferencia de oxígeno, suelen ser limitantes en el proceso de nitrificación en éste tipo de sistemas. Por lo cual el entendimiento de los fenómenos de transporte, así como de la cinética de consumo de oxígeno en la biopelícula, son de suma importancia.

La respirometría, ha sido una técnica muy aplicada en el estudio de la cinética de consumo de oxígeno en reactores de lodos activados. La respirometría es la medición e interpretación de la velocidad de respiración de microorganismos, y se define como la cantidad de oxígeno por unidad de volumen y por unidad de tiempo, consumida por los microorganismos.

Cabe mencionar que existen varias técnicas respirométricas, una muy utilizada es el método dinámico (Wise citado por Moo-Young,1980) que consiste en suspender la aireación; lo que lleva a una disminución de la cantidad de oxígeno disuelto en el reactor, debido al consumo realizado por los microorganismos; estos datos son almacenados en una computadora para su posterior análisis, este método es utilizado para procesos de biomasa suspendida (lodos activados). En el caso de un filtro sumergido, las condiciones son diferentes, debido a que el flujo de aire proporciona el mezclado (condiciones hidrodinámicas), lo cual permite la mezcla homogénea y rápida del sustrato. Si se le aplicara el método dinámico se realizaría en condiciones hidrostáticas.

En este trabajo se utilizará el "método dinámico Duplo" (Carrión y Col., 2003), que permite la caracterización del proceso respiratorio en un reactor de biomasa fija. Este método consiste en suspender la inyección de aire y sustituirla por una cantidad igual de nitrógeno, lo cual permite conservar las condiciones hidrodinámicas del proceso.

Objetivo General:

Estudiar el efecto de condiciones hidrodinámicas en el consumo de oxígeno en un filtro sumergido nitrificante.

Objetivos Particulares:

- Caracterizar el filtro sumergido Nitrificante bajo diferentes condiciones de operación
- Realizar experimentos de respirometría utilizando dos métodos respirométricos .
- Realizar un análisis energético del filtro sumergido.

Hipótesis

Es posible obtener una relación, entre la hidráulica de un filtro sumergido nitrificante y la cinética de consumo de oxígeno de la biopelícula, que permita una optimización del proceso.

ANTECEDENTES

Los fenómenos de transferencia de oxígeno dentro de la biopelícula, en los filtros sumergidos nitrificantes, son de suma importancia y son los que controlan el proceso de remoción de contaminante. Se han realizado investigaciones que demuestran que las condiciones hidrodinámicas, son muy importantes en la transferencia de oxígeno y del contaminante, en un filtro sumergido. En un estudio realizado por Kugaprasatham y colaboradores (1992) en una biopelícula nitrificante, se observa que las condiciones hidrodinámicas influyen en el flux de contaminante en la biopelícula, así como en las características físicas de la misma. Wijeyekoon y colaboradores (2004) también observaron que la hidráulica del sistema influye en la estructura y actividad de la biopelícula. En el trabajo realizado por Carrión y colaboradores (2005) se demuestra que la hidráulica del sistema influye de manera importante en la transferencia de oxígeno en la biopelícula; lo que resalta la importancia de los fenómenos de transferencia dentro de la misma. El mantener una adecuada transferencia de materia influye de manera importante en los costos de operación. Por ello es importante el estudio de fenómenos de transporte, en este tipo de sistemas que se caracterizan por ser complejos de modelar.

Capítulo I

Caracterización Biológica del Filtro Sumergido Nitrificante

En éste capítulo, se presentan los resultados obtenidos, en la caracterización biológica de un filtro sumergido nitrificante en estado estacionario: estudios realizados mediante la variación de la carga volumétrica alimentada, y mediante la técnica respirométrica de pulsos, con la finalidad de observar la respuesta biológica de los microorganismos en el filtro.

1.1.1 Materiales y Métodos

Una columna de vidrio (Diámetro interior: 12.5 cm , altura: 60 cm , volumen total: 7.3 L, volumen útil: 5.03 L, volumen de líquido: 3.6 L) empacada con anillos rashig de cerámica de 5/8" (cerámicas PYNCO, México) se usó como filtro sumergido. El medio sintético contenía: 17.175 g de NH_4Cl , 20 g de NaHCO_3 , 1.8 g de K_2HPO_4 , 1.8 g de CaCl_2 , 4.8 g de MgSO_4 , y 0.6 g de $\text{FeCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ por 60 litros de medio. El medio se alimentó en la parte inferior de la columna mediante una bomba Masterflex con controlador (Cole-Palmer, USA), a una carga volumétrica de 0.2 a 5 kg N- NH_4^+ / m^3d . La velocidad del flujo de aire fue regulada mediante un controlador de flujo másico (Aalborg, USA), y fue suministrado en la parte inferior de la columna con una placa de vidrio poroso a un flujo volumétrico constante. El electrodo de oxígeno disuelto de tipo polarográfico (Ingold, USA), se colocó en la parte media de la columna (ver Figura 2.1). La concentración de ion amonio se determinó por el método colorimétrico de reacción de amonio por el azul indophenol. La concentración de nitrito y nitrato fueron medidos de acuerdo a Standard Methods (1995). La alcalinidad total del sistema se midió de acuerdo con el procedimiento descrito en APHA (1995). El sistema fue operado a una temperatura regulada a 25 ± 2 °C. El filtro sumergido fue inoculado con 50 mL de una solución, que contenía bacterias nitrificantes obtenidas de un reactor continuo nitrificante estable.

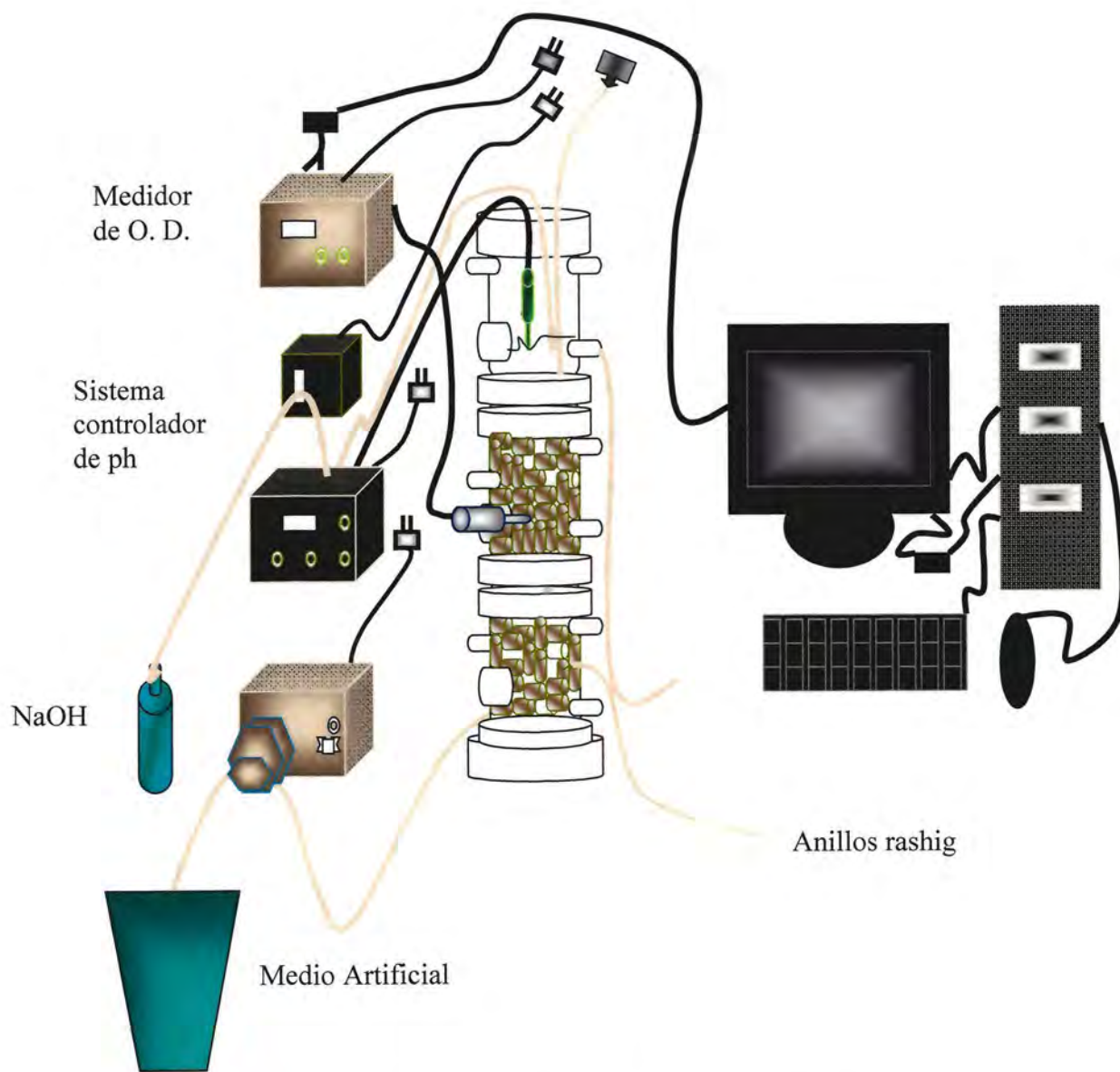


Figura. 1.1 Esquema del filtro sumergido

1.1.2 Estimación de Parámetros cinéticos (Modelo Teórico)

Las constantes de saturación para las especies amonio oxidantes (K_{sns}) y nitrito oxidantes (K_{sno}), se obtuvieron utilizando la técnica de respirometría de pulsos y mediante un modelo teórico de nitrificación de dos pasos propuesto por Carrión y colaboradores (2003). Pulsos de amonio y nitrito, fueron adicionados al filtro sumergido nitrificante para alcanzar concentraciones de 2.5, 5.0, y 10 mg de N-NH₄/L en el biorreactor. La adición de estos pulsos, cortando de manera simultánea la alimentación al biorreactor, origina una caída en la concentración de oxígeno disuelto, debido al aumento en el consumo de oxígeno biológico. El proceso que se realiza en estado transiente, se puede describir utilizando un modelo teórico de dos pasos, que considera la degradación de amonio y la degradación de nitrito descritas por ecuaciones de Monod simples:

$$monodamonio = \frac{C_{ao}}{K_{sns} + C_{ao}} \quad (1)$$

$$monodnitrito = \frac{C_{no}}{K_{sno} + C_{no}} \quad (2)$$

donde C_{ao} es la concentración de amonio, C_{no} es la concentración de nitrito y K_{sns} , K_{sno} son las constantes de saturación de las especies amonio oxidantes y nitrito oxidantes respectivamente.

La variación en la concentración de amonio y nitrito se puede expresar mediante:

$$\frac{dC_{ao}}{dt} = - monodamonio * Q_{ns} / Y_{ons} \quad (3)$$

$$dC_{no}/dt = (\text{monodamonio} \cdot Q_{ns} \cdot (1 - \exp(-t/\tau_{ao1})) / Y_{ons}) - (\text{monodnitrito} \cdot Q_{no} \cdot (1 - \exp(-t/\tau_{ao2})) / Y_{ono})$$

(4)

La velocidad de respiración de los microorganismos (*OUR*) se relaciona con las concentraciones de amonio y nitrito de la siguiente forma:

$$OUR = \left(Q_{ns} \times \left(1 - \exp\left(-\frac{t}{\tau_{ao1}}\right) \right) \times \text{monodamonio} \right) + \left(Q_{no} \times \left(1 - \exp\left(-\frac{t}{\tau_{ao2}}\right) \right) \times \text{monodnitrito} \right)$$

(5)

Donde Q_{ns} es el consumo máximo de oxígeno de las especies de amonio oxidantes, Q_{no} es el consumo máximo de oxígeno de las especies nitrito oxidantes, t es el tiempo, τ_{ao1} es el tiempo de respuesta de las *nitrosomonas* y τ_{ao2} tiempo de respuesta de las *nitrobacter*. Los tiempos de respuesta son parámetros importantes, que deben incorporarse a modelos de consumo de oxígeno utilizando ésta técnica tal como lo describe Vanrolleghem y col (2004). Mediante la ecuación (5) es posible predecir de manera teórica el perfil de consumo de oxígeno (*OUR*) en el biorreactor.

Adicionalmente el perfil de consumo de oxígeno experimental se calcula utilizando la siguiente ecuación:

$$\frac{dO}{dt} = (kLa \times (C_{obl} - CO)) - OUR \quad (6)$$

Donde kLa es el coeficiente de transferencia de oxígeno y puede determinarse mediante el método directo, C_{obl} es la concentración de oxígeno disuelto al inicio del experimento, CO es la concentración de oxígeno disuelto medida por el electrodo y dCO/dt es la derivada de la concentración de oxígeno con respecto al tiempo, y se obtienen directamente de los datos de oxígeno medidos en el biorreactor mediante la ayuda del programa USI-SCAN (Silk Scientific Corporation).

Los perfiles de *OUR* obtenidos mediante la ecuación (6) son ajustados mediante el modelo teórico propuesto (ecuación 5).

1.2 Resultados y Discusión

La Figura 1.2 muestra el diagrama de compartimentos utilizados para resolver las ecuaciones diferenciales, propuestas en el modelo teórico utilizando el programa Model Maker (Cherwell Scientific).

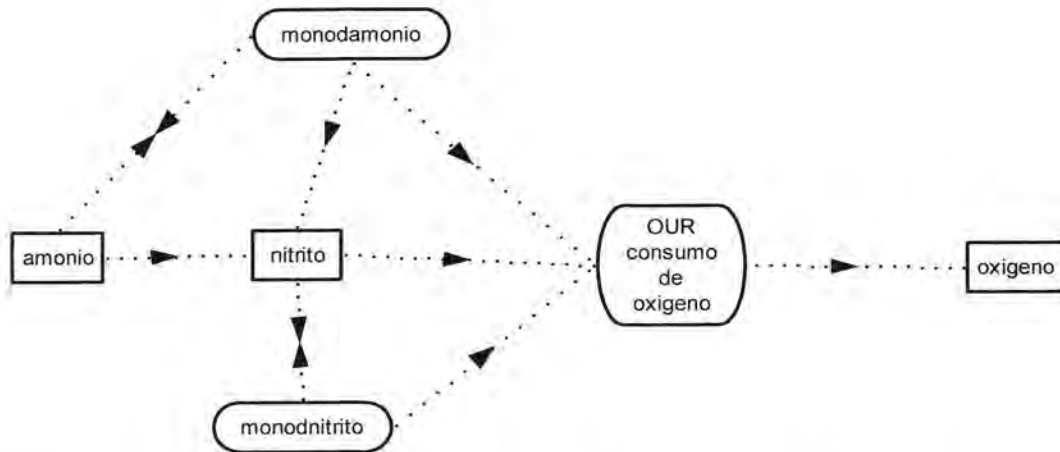


Figura 1.2 diagrama del modelo teórico utilizado en el programa Model Maker

La Figura 1.3 muestra los resultados de oxígeno disuelto y OUR, simulados para un pulso de 5 mg/L de amonio obtenidos con el modelo teórico mostrado en la Figura 1.2. El modelo predice la caída de oxígeno disuelto y el aumento en el consumo de oxígeno en el biorreactor.

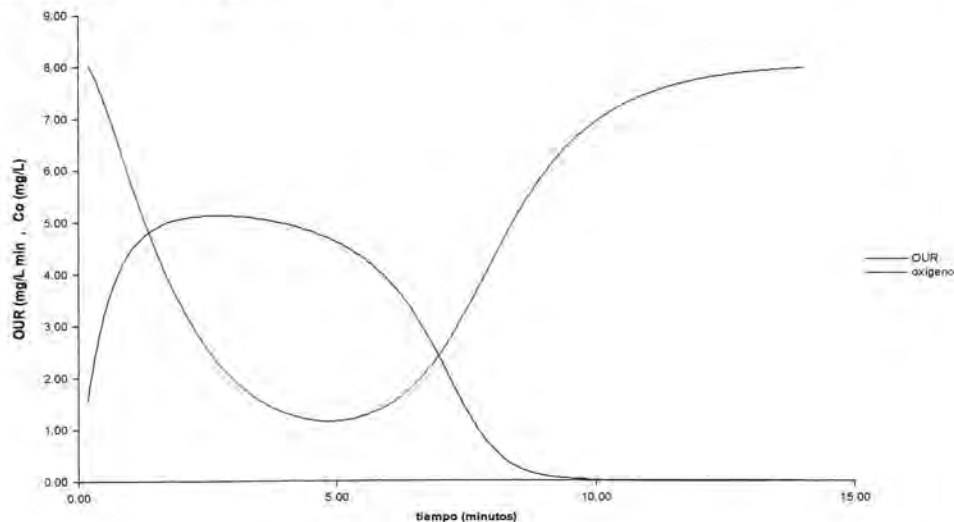


Figura 1.3 perfiles teóricos obtenidos mediante Model Maker

1.2.1 Estudio del comportamiento del filtro sumergido nitrificante

El periodo de arranque del filtro sumergido se inició con la inoculación de éste con bacterias nitrificantes. Como primer paso el filtro trabajó en forma de lote, cinco lotes consecutivos de tres días cada uno. Posteriormente se inició la operación del filtro sumergido en forma continua a una carga volumétrica de $0.1 \text{ kg/m}^3\text{d}$. El filtro se mantuvo bajo esta condición durante un periodo de tres meses. Después de este periodo la carga volumétrica se aumentó a $1 \text{ kg/m}^3\text{d}$ y se trabajó a ésta carga durante tres meses. Después de este periodo se observó que el filtro sumergido nitrificante funcionaba bajo condiciones estacionarias como lo muestra la Figura 1.4, removiendo aproximadamente el 100% del amoníaco alimentado. Con la finalidad de evaluar el comportamiento del filtro sumergido a diferentes cargas volumétricas de contaminante, la carga volumétrica alimentada al filtro fue variada cada 24 hrs., dentro del intervalo de $0.22 - 5 \text{ Kg N-NH}_4^+ / \text{m}^3\text{d}$. Los análisis se realizaron todos los días por un periodo de dos semanas.

La Figura 1.5 presenta el efecto de la carga volumétrica en la concentración de nitrito en el efluente. Los datos obtenidos de los análisis de NO_2 a diferentes cargas, muestran que para cargas volumétricas menores de $1 \text{ Kg N-NH}_4 / \text{m}^3\text{d}$ no se presenta acumulación de nitrito en el efluente, por lo cual el amonio es transformado totalmente en nitrato, mientras que a cargas volumétricas mayores de $1 \text{ Kg N-NH}_4 / \text{m}^3\text{d}$ la concentración de nitrito en el efluente aumenta.

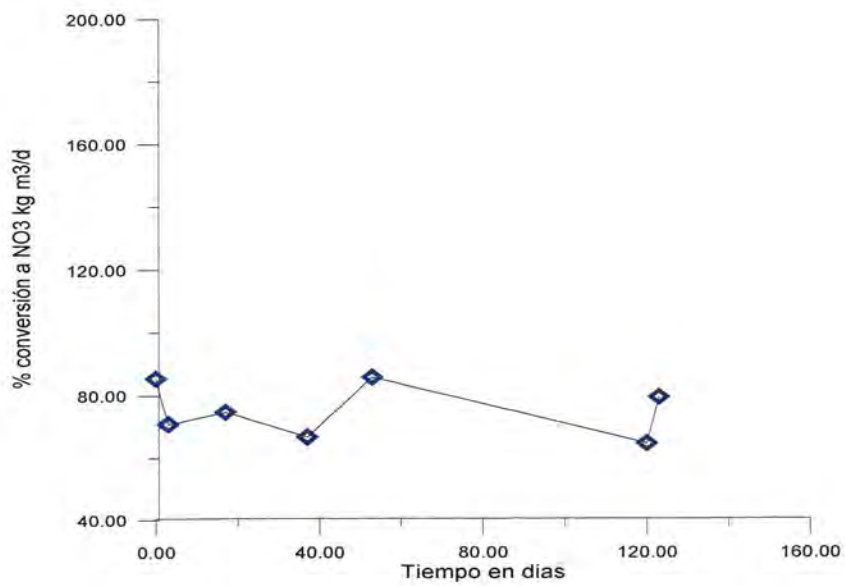


Figura 1.4 Estabilización del filtro sumergido

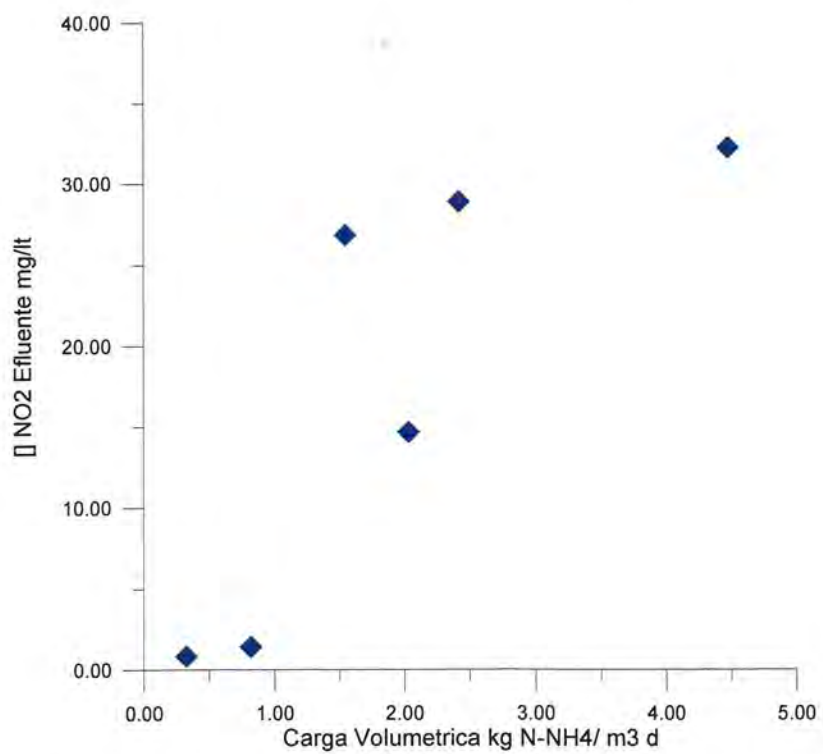


Figura. 1.5 concentración de nitrito en el efluente a diferentes cargas volumétricas.

La Figura 1.6 muestra la eficiencia de remoción de amonio en función de la carga volumétrica. Ésta Figura muestra que para el caso de éste filtro sumergido la eficiencia de remoción disminuye para cargas volumétricas mayores de $1 \text{ kg/m}^3 \text{ d}$, resultando en una mayor acumulación de nitrito como es mostrado en la Figura 1.5. Esto concuerda con los resultados obtenidos en trabajo realizado por Oliver y colaboradores (1994) en un filtro sumergido nitrificante.

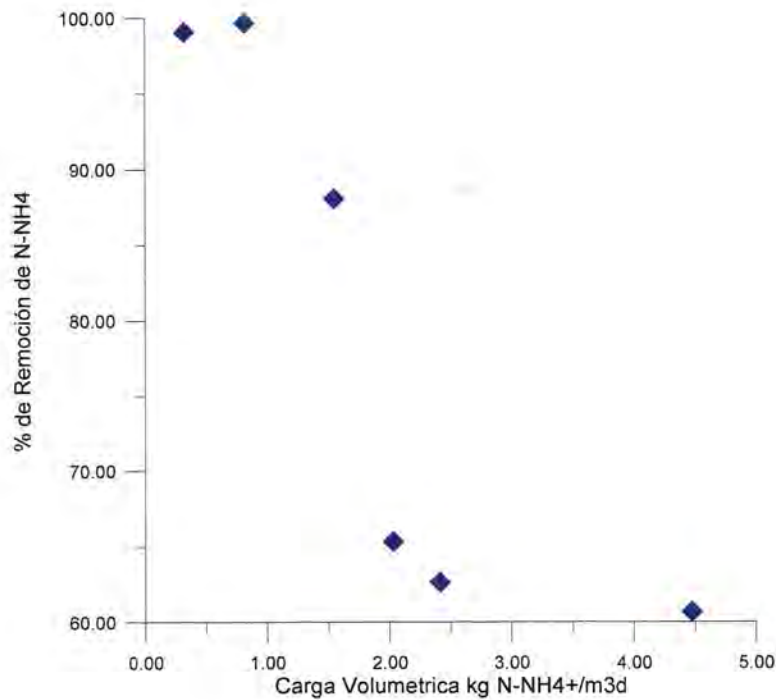


Figura 1.6 Comportamiento del Filtro Sumergido

1.2.2 Estimación de parámetros cinéticos

La estimación de parámetros cinéticos en el filtro sumergido nitrificante, se realizaron mediante la adición de cantidades medidas de $N-NH_4^+$ y $N-NO_2^-$ para lograr concentraciones de 2.5, 5, 10 mg/L. Los perfiles de oxígeno y de consumo de oxígeno experimentales fueron ajustados a la ecuación (5) con la ayuda del programa Model Maker. La Figura 1.7 muestra un ejemplo de un perfil de oxígeno disuelto experimental, con la respectiva curva de ajuste al modelo teórico. Este perfil fue determinado mediante la adición de un pulso de sulfato de amonio para alcanzar una concentración de 5 mg/L en el reactor. La Figura 1.8 muestra el perfil del consumo de oxígeno del mismo experimento.

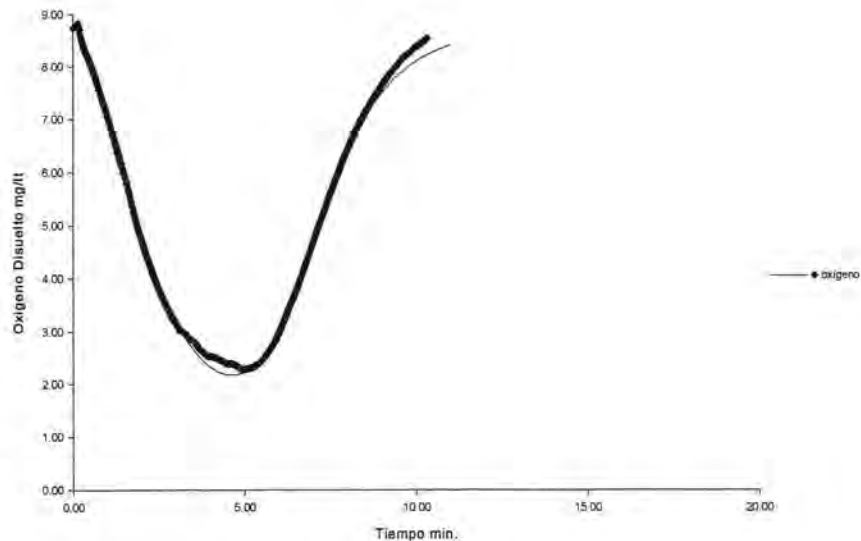


Figura. 1.7 perfil de oxígeno disuelto

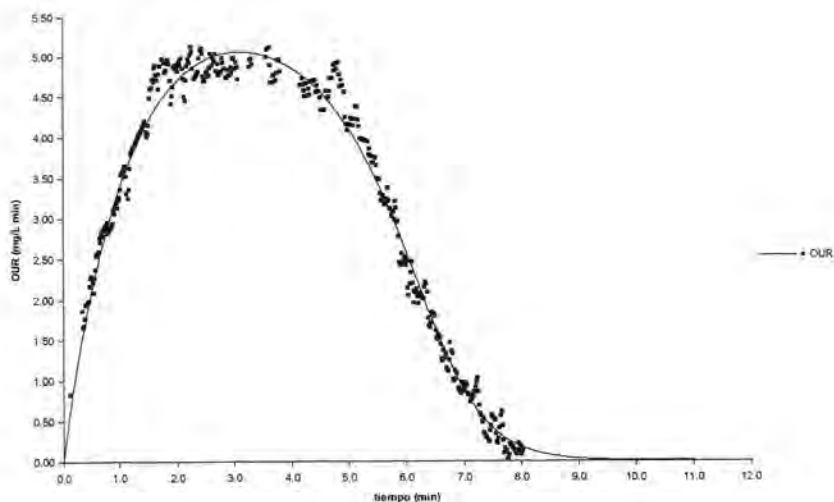


Figura. 1.8 perfil de consumo de oxígeno

Mediante el ajuste del modelo teórico a los datos de oxígeno disuelto y consumo de oxígeno, se estimaron las constantes de saturación para las especies amonio oxidantes y nitrito oxidantes. Los valores obtenidos en el experimento de 5 mg/L fueron de 0.23 ± 0.08 mg/L para las especies amonio oxidantes, y 0.94 ± 0.11 mg/L para las nitrito oxidantes, y tuvieron un coeficiente de correlación de 0.9903. Estos valores están de acuerdo con los valores reportados en la literatura, para bacterias nitrificantes en crecimiento en suspensión (Winkler y col., 1978) de 0.1 a 1.8 mg/L.

Además, con la finalidad de observar actividad de especies nitrito oxidantes, se adicionaron cantidades de nitrito de sodio para alcanzar concentraciones de 2.5, 5, 10 mg /L de N-NO₂, en el filtro sumergido. La Figura 1.9 presenta pulsos sucesivos de amonio y de nitrito, los puntos 1,2,3 corresponden a la adición de pulsos de 2.5, 5, 10 mg /L de N-NH₄, mientras que los puntos 4, 5, 6 corresponden a la adición de pulsos de 2.5, 5, 10 mg /L de N-NO₂. La Figura 1.9 muestra que para este filtro sumergido nitrificante, se presenta actividad tanto de especies amonio oxidantes como de nitrito oxidantes; se puede

observar también que las cinéticas de consumo de oxígeno son mayores para las especies amonio oxidantes, las cuales de acuerdo a lo reportado en la literatura, presentan requerimientos teóricos de oxígeno, mayores a los de las especies nitrito oxidantes. Aproximadamente 3.15 mg de O_2 / mg de $N-NH_4$ y 1.10 mg de O_2 / mg de $N-NO_2$ (Winkler y col, 1978).

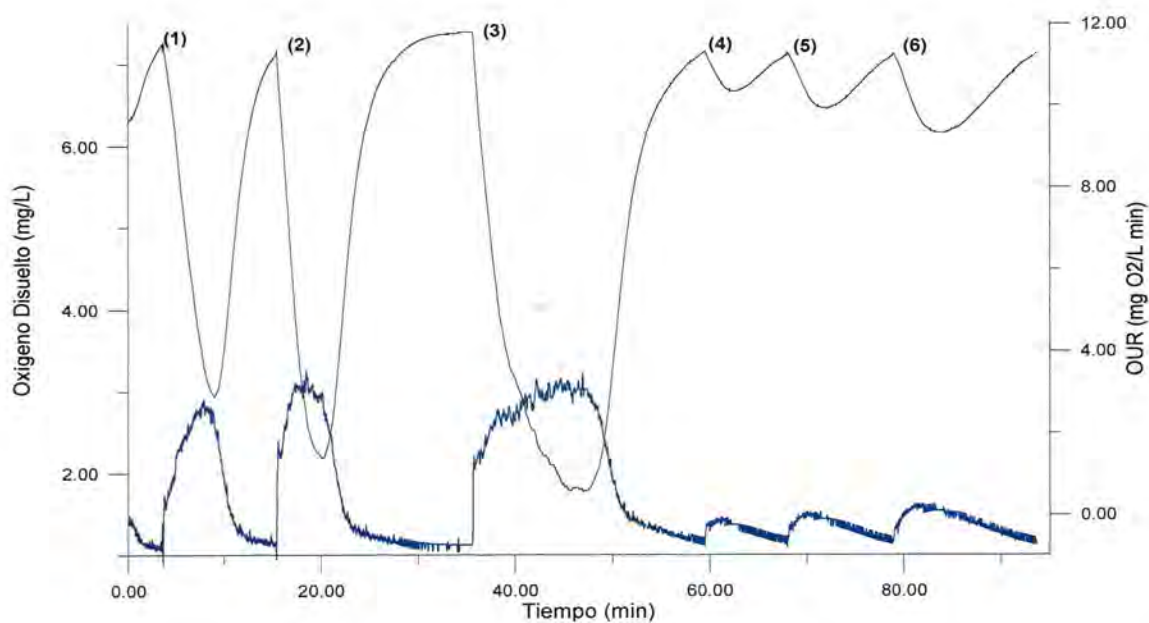


Figura 1.9 Experimentos realizados en el filtro sumergido nitrificante; el perfil que corresponde al oxígeno disuelto, es el de color negro, y del consumo de oxígeno OUR es el de color azul.

Capítulo II

ESTUDIO DEL EFECTO DE LA HIDRÁULICA DEL SISTEMA EN LA CINÉTICA DE CONSUMO DE LA BIOPELICULA

En este capítulo se presenta un estudio del efecto de la hidráulica en la cinética de consumo de oxígeno en el filtro sumergido nitrificante. El estudio se realizó mediante el empleo de dos técnicas respirométricas. Los resultados del estudio son presentados y discutidos.

2.1.1 Materiales y Métodos

Se utilizó el Filtro sumergido nitrificante en estado estacionario descrito en el capítulo I. Adicionalmente se usó un filtro sumergido similar al descrito en el capítulo I; pero sin microorganismos denominado filtro abiótico. El arreglo experimental es mostrado en la Figura 2.1. El flujo volumétrico de la fase gaseosa alimentada a los reactores (aire o nitrógeno) fue regulado mediante un controlador de flujo masico (AALBORG, USA). Las lecturas de oxígeno disuelto se adquirieron mediante un electrodo de oxígeno disuelto (Ingold, USA) y un medidor de oxígeno disuelto (Cole Parmer, USA). Los datos de oxígeno se almacenaron en una computadora en tiempo real mediante una interfase Datalogger VOLT-101 (Cole Parmer, USA) a una velocidad de una lectura por segundo.

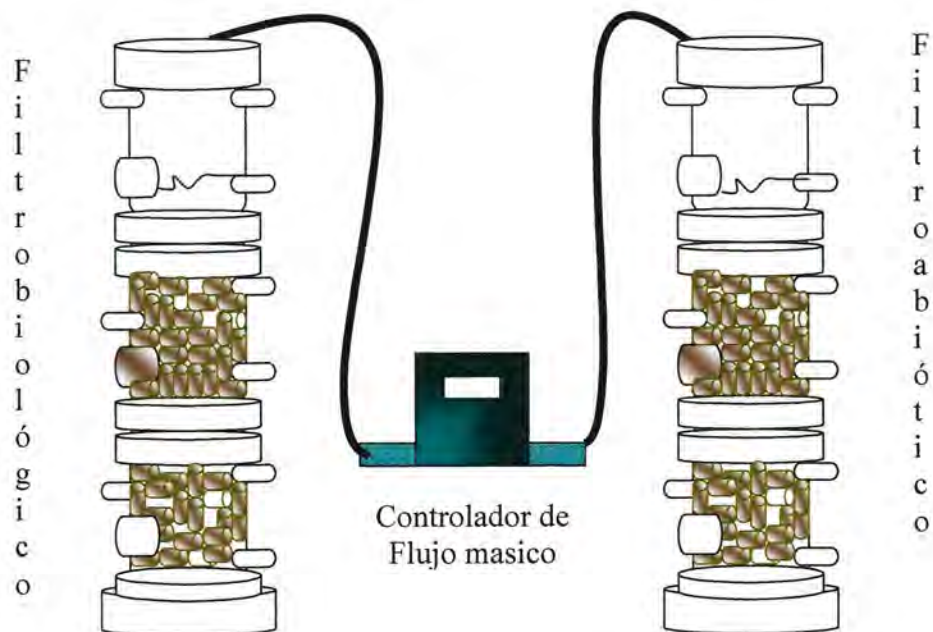


Figura 2.1 Arreglo Experimental de los filtros biológico y abiótico.

2.1.2 Medición del número de reynolds

La agitación en los filtros fue caracterizada mediante el Número de Reynolds de turbulencia (calderbank, 1967):

$$NRe = \rho^{1/3} (P/V)^{1/6} D^{2/3} / \mu \quad (7)$$

Se considero la densidad del agua (ρ) como 1000 kg/m^3 ; la viscosidad del medio (μ) se considero 1 cP , el diámetro (D) característico se tomó como el diámetro promedio de los anillos rasihg ($5/8''$).

2.1.3 Medición de la potencia por unidad de volumen

La potencia por unidad de volumen en los filtros sumergidos fue medida considerando la expansión isotérmica del gas de acuerdo con (De bello y col., 1985):

$$P/V = \rho g Qg HL / V (8)$$

Se consideró la gravedad g como 9.8 m/s , Qg es el flujo volumétrico del gas (m^3/s), HL la altura del líquido (m) y V es el volumen de líquido (0.0036 m^3).

2.1.4 Cálculo de la velocidad de transferencia máxima y la velocidad de transferencia

La velocidad de transferencia máxima (V_{TOMax}) y la velocidad de transferencia de oxígeno (V_{TO}) se calcularon mediante (Moo Young, 1980):

$$V_{TOMax} = KLa * Co^*$$

$$V_{TO} = kla (Co^* - Clb)$$

2.1.5 Cálculo de la eficiencia de transferencia de oxígeno (ETO)

La velocidad de transferencia de oxígeno se calculo mediante (Moo Young, 1980)

$$ETO = V_{TO}/(P/V)$$

La eficiencia de transferencia de oxígeno es definida como la cantidad de oxígeno que se transfiere al sistema por unidad de energía gastada.

2.1.6 Modelo Teórico

En esta parte del estudio de la hidráulica del sistema se utilizó el método "Dinámico duplo " desarrollado por Carrión y colaboradores (2003). En ésta técnica se utiliza dos filtros sumergidos similares. Un filtro funciona de manera estacionaria y presenta una biopelícula definida (Filtro biológico), mientras que el segundo filtro (Filtro abiótico) se alimenta con medio unas horas antes del

estudio, por lo cual no presenta concentración significativa de microorganismos. La técnica consiste en suministrar un flujo idéntico de aire en los dos reactores y posteriormente cortar la alimentación de aire y suministrar el mismo flujo de nitrógeno en los dos reactores, lo cual origina una caída en la concentración de oxígeno disuelto en los dos filtros. El proceso total que origina la caída de oxígeno disuelto en el filtro biológico se compone de dos procesos, un proceso biológico y un proceso físico. El proceso biológico contribuye en la caída de oxígeno debido al consumo de oxígeno de los microorganismos presentes en el filtro. Mientras que el proceso físico se debe a la desorción de oxígeno por el nitrógeno suministrado al filtro; este proceso denominado *ODR* puede ser determinado en un filtro abiótico.

El proceso total que se presenta en el filtro biológico se puede describir mediante:

$$\frac{dC_o}{dt} = -(QO_2X + ODR) \quad (1)$$

Donde C_o es la concentración de oxígeno disuelto (mg/L), QO_2X es la velocidad de consumo de oxígeno de los microorganismos (mg/Lmin), ODR es la velocidad de desorción de oxígeno por nitrógeno (mg/Lmin), t es el tiempo (min). Esta ecuación se puede integrar con las siguientes condiciones iniciales:

$$C_o(t = 0) = C_{ob}$$

$$C_o(t = t) = C_o(t)$$

Donde C_{ob} es la concentración de oxígeno al tiempo $t = 0$. Integrando se obtiene:

$$C_o(t) = C_{ob} - (QO_2X + ODR)t \quad (2)$$

Ajustando los datos de oxígeno disuelto (ajuste lineal) en el filtro biológico a la ecuación (2) es posible obtener el valor de la pendiente que representa la suma de QO_2X más ODR .

Por otro lado el proceso que origina la caída de oxígeno disuelto en el filtro abiótico puede ser descrito mediante:

$$C_o(t) = C_{ob} - ODR t \quad (3)$$

Mediante el ajuste lineal a los datos de oxígeno obtenidos en el filtro abiótico a la ecuación (3) se puede estimar el valor de ODR . Conociendo el valor de ODR es posible determinar el valor de QO_2X en el filtro biológico simplemente restando el valor de ODR obtenido en el filtro abiótico al valor de la pendiente ($QO_2X + ODR$) obtenida en el filtro biológico.

2.2 Resultados y Discusión

2.2.1 Experimentos con la Técnica "Dinámico duplo"

La Figura 2.2 presenta los resultados obtenidos del estudio realizado en el filtro sumergido nitrificante con el método "Dinámico duplo". El flujo volumétrico de nitrógeno fue controlado y variado dentro del intervalo de 0.053 a 3.4 (L/min) para realizar el estudio a diferentes condiciones hidráulicas del sistema. Ésta variación en las condiciones hidráulicas del sistema fue caracterizada mediante la potencia por unidad de volumen y el número de reynolds de turbulencia. El consumo de oxígeno calculado a la potencia por unidad de volumen igual a cero, corresponde al consumo realizado por los microorganismos bajo condiciones hidrostáticas ($ODR = 0$). Se puede observar que el consumo de oxígeno aumenta con el incremento en la turbulencia del sistema. Esto confirma los resultados obtenidos por Carrión y colaboradores (2003) y muestra que la hidráulica del sistema es muy importante en el consumo de oxígeno de estos biorreactores. El aumento en el consumo con el incremento en la

agitación puede explicarse como un resultado en el cambio de los procesos de transferencia de oxígeno en la biopelícula del sistema. En trabajo realizado por Kugaprasatham y colaboradores (2001) en una biopelícula nitrificante, se observa que el flux de oxígeno en la biopelícula aumenta con el incremento en la turbulencia en la zona adyacente a la misma. Carrión y colaboradores (2005), en trabajo realizado en un filtro sumergido nitrificante, observan un cambio en el coeficiente de difusión de oxígeno en la biopelícula con respecto a la turbulencia del sistema. Estos trabajos permiten explicar la variación del consumo de oxígeno en la biopelícula, en términos de los procesos de transferencia realizados dentro de la misma. Procesos de difusión convectiva pueden influir en una mayor profundidad de penetración del oxígeno en la biopelícula, lo cual incrementaría el consumo biológico.

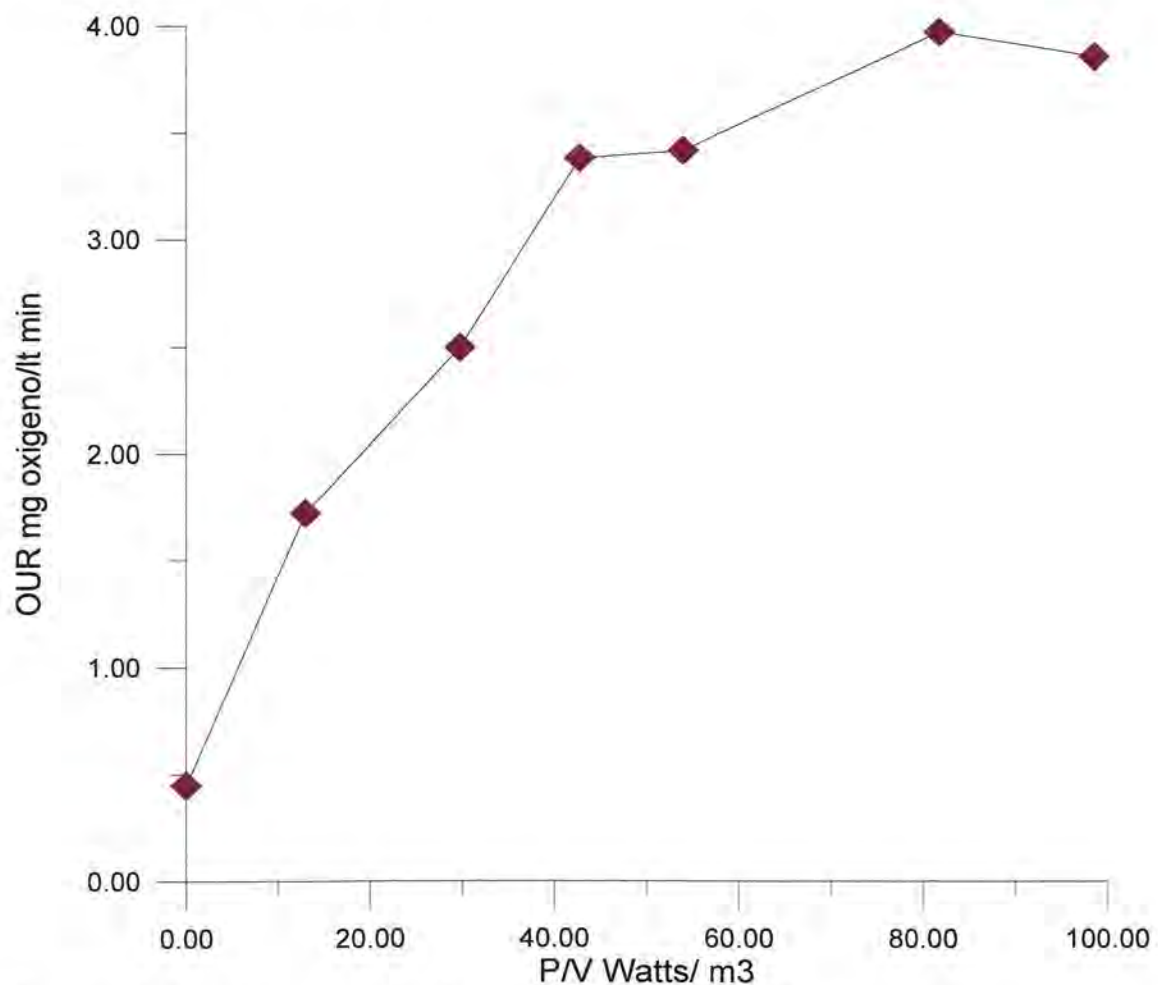


Figura 2.2 Efecto de la agitación en el consumo de oxígeno

En la tabla 1 se presentan los valores del número de reynolds de turbulencia calculados para las diferentes velocidades de flujo de nitrógeno de la Figura 2.2, como se puede observar al aumentar el flujo; la potencia por unidad de volumen aumenta y de igual manera el número de reynolds.

Flujo Volumétrico (l/min)	P/V (w/m ³)	NRe
0.053	1	34.73577
0.9	16.74167	38.23237
1.6	29.76296	40.00455
2.1	39.06388	41.71593
2.7	50.225	43.3513
3.4	63.2463	45.25163

Tabla 1. Número de reynolds de turbulencia calculados en las pruebas realizadas al filtro sumergido.

2.2.2 Experimentos con el método respirometrico de pulsos

En el capítulo 1 se describe el modelo teórico y la metodología empleada en el método respirometrico de pulsos. Los resultados mostrados en el capítulo 1 demuestran que en éste filtro sumergido nitrificante se presenta actividad significativa de especies amonio y nitrito oxidantes. La Figura 2.3 presenta los resultados obtenidos en el estudio de la actividad de las especies amonio oxidantes con respecto a las condiciones hidrodinámicas del sistema. Los resultados presentados en ésta Figura corresponden a cuatro pruebas realizadas a diferentes condiciones de turbulencia. Las condiciones de turbulencia se modificaron cada 24 horas, y la medición de la actividad se realizaba cuando la concentración de oxígeno disuelto alcanzaba un valor de estado estacionario. Concentraciones medidas de sulfato de amonio se adicionaron al filtro biológico para alcanzar concentraciones de 1.4, 2.5 y 5 mg N-NH₄/L. La Figura muestra un aumento en la actividad de las especies amonio oxidantes con el aumento en la turbulencia del sistema. Los perfiles OUR y de oxígeno obtenidos mediante experimentos de pulsos de

2.5 y 5 mgN-NH₄/L fueron ajustados mediante el modelo teórico descrito en el capítulo 1. La Figura 2.4 muestra los resultados obtenidos del ajuste para los consumos máximos de oxígeno exógeno Q_{ns} , Q_{no} para las especies amonio y nitrito oxidantes, respectivamente. Se puede observar que las constantes de saturación no presentan una variación importante con respecto a las condiciones hidrodinámicas del sistema. Esto mismo sucede con los consumos máximos exógenos para las especies nitrito oxidantes. Sin embargo para el caso especial de las especies amonio oxidantes, el consumo exógeno máximo se incrementa con el aumento en la turbulencia del sistema. Este incremento explicaría el aumento en el consumo de oxígeno con la turbulencia del sistema observado en la Figura 2.2, asociado al consumo principalmente de las especies amonio oxidantes. Estos resultados muestran que en el caso de un filtro sumergido nitrificante las especies amonio oxidantes son mayormente consumidoras de oxígeno en el proceso nitrificante total. En trabajo realizado por Garrido y colaboradores (1997) en un biorreactor Air-Lift de lecho expandido nitrificante, observan la importancia del oxígeno disuelto en el proceso total de nitrificación; sus resultados muestran que a bajas concentraciones de oxígeno disuelto, la concentración de nitrato en el efluente disminuye, en el estudio no se explica ésta disminución observada. Los resultados obtenidos con este estudio, muestran que la disminución esta asociada con un decremento, en la actividad biológica de las especies amonio oxidantes.

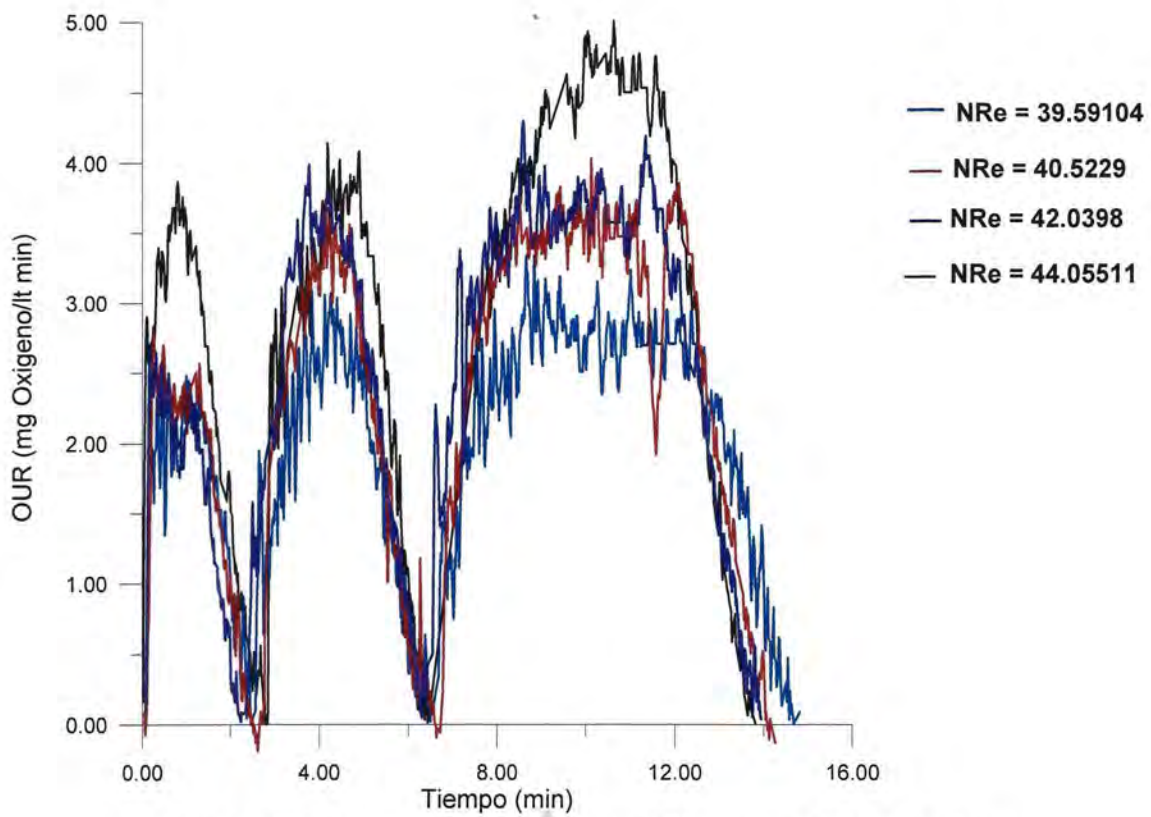


Figura 2.3 consumo de oxígeno a diferentes flujos de aire

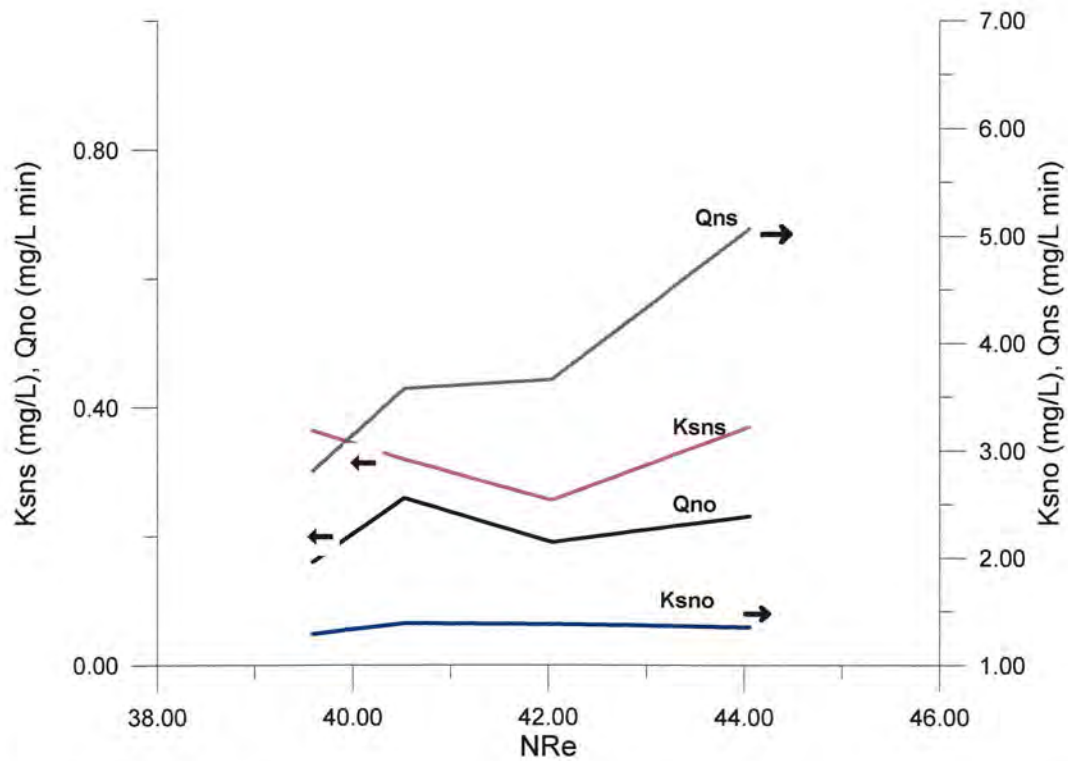


Figura 2.4 Efecto de la turbulencia en las constantes de saturación y sobre el consumo de oxígeno para las especies amonio oxidantes y nitrito oxidantes.

2.2.3 Análisis Energético de la transferencia de oxígeno

Con los resultados obtenidos en este estudio se realizó un análisis energético de la transferencia de oxígeno en el filtro sumergido nitrificante. La Figura 2.5 presenta los valores correspondientes a la velocidad de transferencia máxima, la velocidad de transferencia de oxígeno, además de los valores de consumo de oxígeno máximo presentados en la Figura 2.2. La potencia por unidad de volumen es un factor a considerar debido a que la transferencia de oxígeno depende de éste parámetro en gran parte. La Figura 2.5 muestra como la velocidad de transferencia máxima se incrementa con la potencia por unidad de volumen, esto es debido al incremento en el coeficiente de transferencia de masa volumétrico. Sin embargo esta es una idealización, ya que corresponde a condiciones de transferencia máxima (oxígeno disuelto igual a cero). Los resultados correspondientes a V_{TO} y QO_2X muestran que existe una zona donde estas dos curvas se intersectan. Estos resultados muestran un punto óptimo de funcionamiento del sistema en aproximadamente 24 W/m^3 . Para potencias menores a éste punto, el filtro biológico se encuentra limitado por la transferencia de oxígeno. Se puede observar que existe una pequeña zona donde la velocidad de transferencia de oxígeno, es mayor que la velocidad de consumo de los microorganismos, por lo que en esta zona el sistema está limitado por el consumo de oxígeno de los microorganismos. En el caso de potencias mayores a esta zona la velocidad de transferencia de oxígeno vuelve a ser limitante en el proceso, donde la transferencia se ve perjudicada por el hecho de que la concentración de oxígeno disuelto se acerca al valor de la concentración de saturación. Es decir el gradiente de concentración disminuye. La Figura 2.6 muestra el efecto de la potencia por unidad de volumen en la eficiencia de transferencia de oxígeno. La grafica muestra que la mayor eficiencia energética se presenta entre 24 y 28 W/m^3 . Esta zona corresponde con el punto óptimo de funcionamiento mostrado en la Figura 2.5, y confirman la presencia de condiciones óptimas desde un punto de vista energético de funcionamiento del filtro sumergido nitrificante.

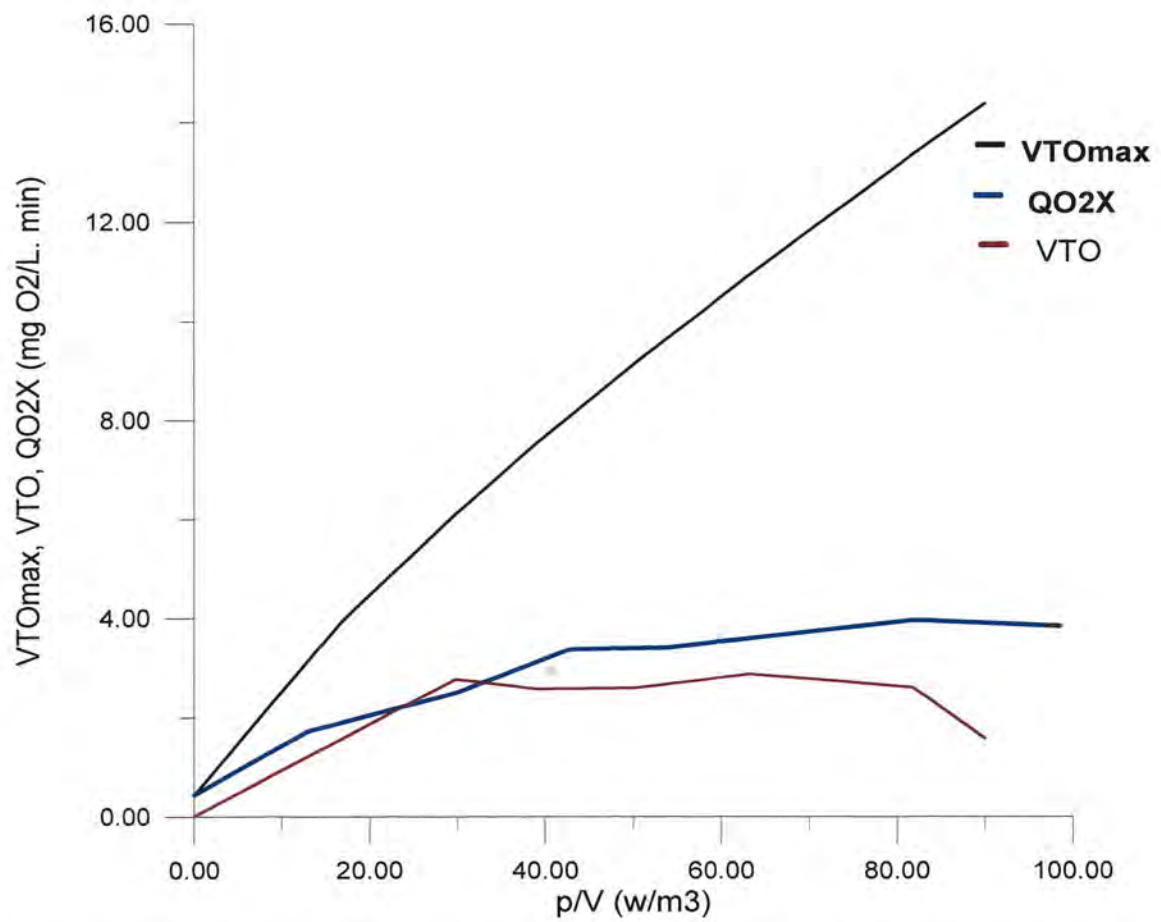


Figura 2.5 Efecto de la agitación en la velocidad de transferencia de oxígeno máxima y en el consumo de oxígeno máximo.

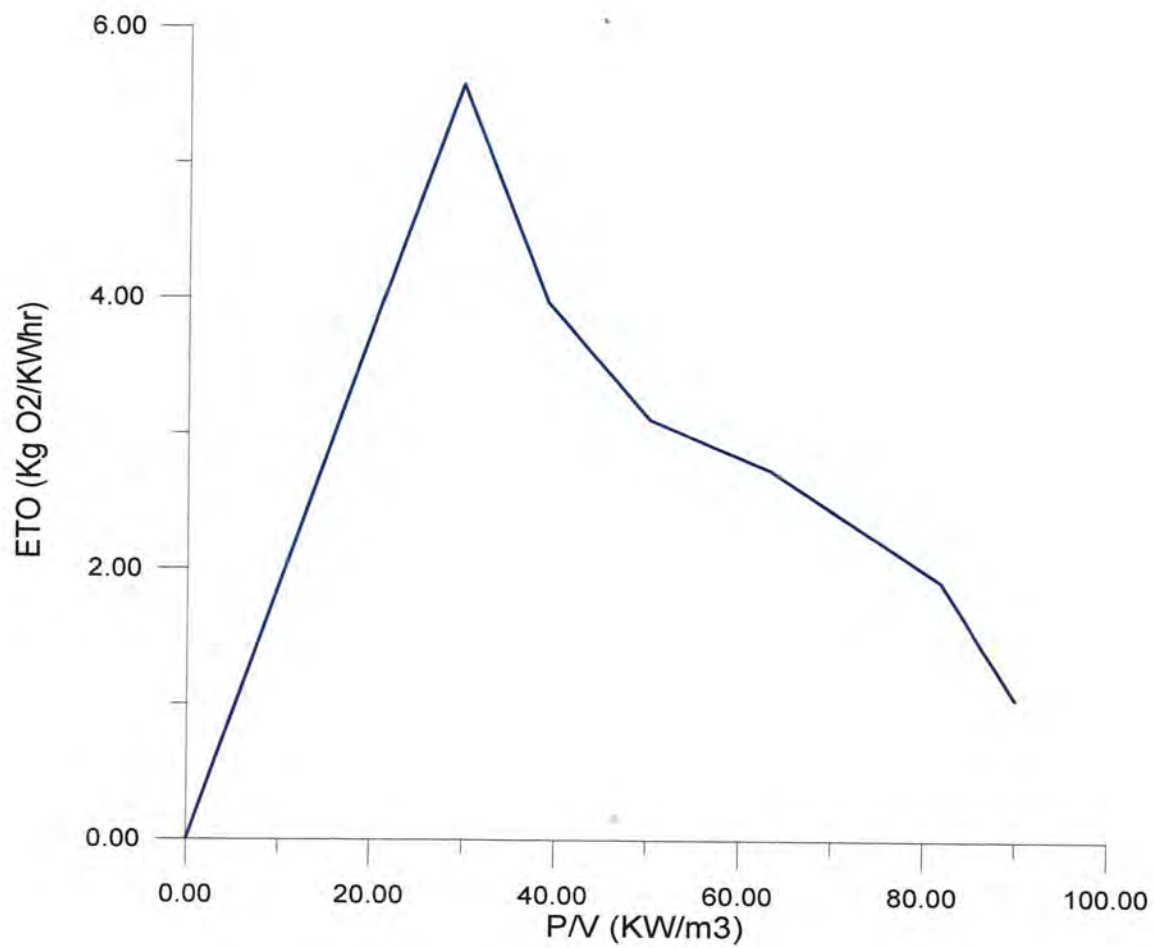


Figura 2.6 Efecto de la potencia por unidad de volumen en la eficiencia de transferencia de oxígeno.

Capitulo III

CONCLUSIONES

Se ha instalado, un filtro sumergido nitrificante a escala laboratorio, el cual funciona en estado estacionario. Asimismo se ha caracterizado el funcionamiento del filtro a diferentes condiciones de operación. Los datos que se obtuvieron de esta caracterización, están de acuerdo con los reportados anteriormente en filtros sumergidos nitrificantes similares.

El método respirométrico "Dinámico duplo" utilizado en el filtro sumergido nitrificante, confirma la hipótesis propuesta; de esta manera se demuestra que si hay una relación importante entre las condiciones hidrodinámicas y el consumo de oxígeno en el sistema de filtro sumergido nitrificante.

Estudios detallados con experimentos respirométricos de pulsos, permitieron obtener, las constantes cinéticas de saturación y el consumo de oxígeno para las especies amonio oxidantes y nitrito oxidantes. Las cuales demuestran que la mayor actividad de consumo de oxígeno, es llevada al cabo por las especies amonio oxidantes; siendo estas el factor importante en el aumento del consumo de oxígeno observado.

Con los resultados obtenidos, se determinó la zona óptima de funcionamiento para éste tipo de sistemas, lo cual resulta información muy importante con respecto a costos de operación, en filtros sumergidos nitrificantes.

BIBLIOGRAFÍA

Anthonisen C., Loehr R. C., Prakasam T. B y Srinath E. G. (1976) inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* **48**, 835-851.

APHA, AWWA, WEF. (1995) Standar methods for the examination of water and wasterwater. 19th Ed. Am. Public Health Assoc. Washington D. C., USA.

Behrendt J. (1999) Modeling of aerated upflow fixed bed reactors for nitrification. *Wat. Sci. Tech.* **39** (4), 85-92.

Brouwer H., Klapwijk A. y Keesman k. (1998) Identification of activated sludge and wastewater characteristics using respirometric batch experiments. *Wat. Res.* **32** (4), 1240-1254.

Carrión M., Assaf A. Thalasso F. (2003) Respiration rate measurement in a bed fixed reactor. *Wat. Sci. Tech.* **47** (5), 201-204.

Carrión M., J. Alba y F. Thalasso (2005) Effect of hydraulic on biofilm consumption oxygen rate system. *Wat. Sci. Tech.* En prensa

Cecen F. y Gonenc E. (1994) Nitrogen removal characteristics of nitrification and denitrification filters. *Wat. Sci. Tech.* **29** (10-11), 409-416.

De Bello R., Campbell w., Moo-Young M. (1985) Gas holdup and volumetric oxygen transfer coefficient in airlift contactors. *Biotech. and Bioeng.* **27**, 369-381.

Garrido j., Van Benthum W., Van Loosdrecht M. y Heijnen J. (1997) Influence of dissolved oxigen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspensión reactor. *Biotech. And Bioeng.* **53**, 168-178.

Grady, C. P. L. Jr., G. Aichinger, S. F. Cooper and M. Naziruddin (1989) Biodegradation kinetics for selected toxic/hazardous organic compounds. Air and waste management association, Pittsburgh, PA, 141-153.

Henze (1986), M. Nitrate versus oxygen utilization rates in wastewater and activated sludge systems. *Wat. Sci. and Tech.*, 18 (6), 115-122.

Henze (1989), M. The influence of raw wastewater biomass on activated sludge oxygen respiration rates and denitrification rates. *Wat. Sci. and Tech.* 21(10/11), 603-607.

Kong Z., Vanrolleghem P., Verstraete (1994) Automated respiration inhibition kinetics analysis (ARIKA) with a respirographic biosensor. *Wat Sci tech.* 30, 275-284.

Kong Z., Vanrolleghem P., Willems P. y Verstraete W. (1996) Simultaneous determination of inhibition kinetics of carbon oxidation and nitrification with a respirometer. *Wat. Res.* 30 (4), 825-836.

Kugaprasatham S., Nagaoka H. y Ohgaki S. (1992) Effect of turbulence on nitrifying biofilms at non-limiting substrate conditions. *Wat. Res.* 26, 1629-1638.

Leslie C.P.J., Daigger G. T., Lim H.c. (1999) *Biological wastewater treatment.* New York, Marcel Dekker

Oliver J. y Chen J. (1994) Factors affecting nitrite buildup in submerged filter system. *J. of Environ. Eng.* 120 (5), 5622-5633.

Paffoni C. , Gousailles M., Rogalla F. y Gilles P. (1990) Aerated biofilters for nitrification and effluent polishing. *Wat. Sci. Tech.* 22 (7/8), 181-189.

Painter (1977), H. A. Microbial transformation of inorganic nitrogen. Progress in water technology 8 (4/5), 3-29.

Rogalla f. y Bourbigot M. (1990) New developments in complete nitrogen removal with biological aerated filters. Wat. Sci. Tech. 22 (1/2), 273-280

Ryhiner G., Sorensen k., Birou B. y Gros H. (1994) Biofilm reactors configuration for advanced nutrient removal. Wat. Sci. Tech. 29 (10-11), 111-117.

Schlegel S. (1988) The use of submerged biological filters for nitrification. Wat. Sci. Tech. 20 (4/5), 177-187.

Sheng-kun C., Chin-kun J. y Sheng-shung C. (1991) Nitrification and denitrification of high-strength ammonium and nitrite wastewater with biofilm reactors. Wat. Sci. Tech. 23, 1417-1425.

Thalasso F., Vallecillo A., Garcia-Encina P. y Fernandez-Polanco F. (1997) The use of methane as sole carbon source for wastewater denitrification. Wat. Res. 31, 55-60

Vanrolleghem P., Gurkan sin, Gernaey K. (2004) Transient response of aerobic and anoxic activated sludge activities to sudden substrate concentration changes. Biotech 86 (3), 277-288

Wijeyekoon S., Mino T., Satoh H. y Matsuo t. (2004) Effect of substrate loading and hydrodynamic conditions on biofilm activity. En Biofilms 2004: Structure and activity of biofilms. Edit. International Water Association. Las Vegas, NV, USA. 15-19.

Wise citado por Moo-Young, M. y Blanch H. (1980) Desing of biochemical reactors. Mass transfer criteria for simple y complex system. En advances in

biochemical engineering, ed. T. K. Chose, A. Fiechter y N. Blekebrogh. 17, 1-69. Springer, Berlin.