

33  
27



# UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

"BALANCE DE NITROGENO EN UN SISTEMA DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE COLUMNA EMPACADA"

**T E S I S**  
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:  
**Q U I M I C O**  
P R E S E N T A ,  
ADRIANA RAMIREZ GONZALEZ

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

1989



## **UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso**

### **DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

# I N D I C E

	Pág.
LISTA DE FIGURAS	I
LISTA DE TABLAS	III
RESUMEN	IV
1 INTRODUCCION	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Objetivos y Alcances	3
2 EL NITROGENO Y SU FUNCION EN LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO	4
2.1 Fundamentos	4
2.1.1 Fijación	7
2.1.2 Deaminación (amonificación)	8
2.1.3 Asimilación	10
2.1.4 Nitrificación	11
2.1.5 Parámetros que afectan la nitrificación	16
2.1.5.1 Concentración de oxígeno	16
2.1.5.2 Temperatura	17
2.1.5.3 Potencial de Hidrógeno	17
2.1.5.4 Toxicidad de Sustrato	18

2.1.6	Desnitrificación	19
3	IMPORTANCIA DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	21
3.1	Generalidades	21
3.2	Secuencia de etapas de tratamiento	25
3.2.1	Tratamiento preliminar	26
3.2.2	Tratamiento primario	30
3.2.3	Tratamiento secundario (biológico)	31
3.2.4	Tratamiento terciario	
3.3	Presencia y función del nitrógeno en las diferentes etapas del tratamiento	36
4	PROCESOS BIOLÓGICOS ESTUDIADOS	41
4.1	Sistema de lodos activados	41
4.1.1	Descripción	41
4.1.2	Aspectos biológicos	42
4.1.3	Parámetros del proceso	44
4.1.4	Nitrificación en el sistema de lodos activados	48
4.2	Sistema de filtro rociador	51
4.2.1	Descripción	51
4.2.2	Partes importantes del filtro	52
4.2.3	Aspectos biológicos	55
4.2.4	Nitrificación en el sistema filtro rociador	58
4.3	Filtro biológico rotatorio de contacto (Biodisco)	61
4.3.1	Descripción	61
4.3.2	Aspectos de la degradación biológica	62

4.3.3	Nitrificación en el reactor biológico rotatorio	64
5	METODOLOGIA Y RESULTADOS	68
5.1	Programa de muestreo	68
5.2	Resultados	72
5.2.1	Balance de nitrógeno en el filtro rociador	73
5.2.2	Balance de nitrógeno en el biodisco	78
5.2.3	Balance de nitrógeno en el sistema de lodos activados	80
6	CONCLUSIONES	84
7	REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFIA	86
	ANEXO	
1.	RESULTADOS EXPERIMENTALES	93

## LISTA DE FIGURAS

Pág.

### CAPITULO 2

#### No. Figura

1	Cambios de valencia del nitrógeno en el ciclo	5
2	El ciclo del nitrógeno	6
3	Oxidación de las especies del nitrógeno durante la nitrificación	13

### CAPITULO 3

4	Diferentes tipos de rejillas utilizadas en un pretratamiento	29
5	Tanque circular para sedimentación simple	31
6	Clasificación de los diferentes tipos de tratamiento de aguas de desecho	35

### CAPITULO 4

7	Diagrama de flujo del proceso de lodos activados	48
8	Vista en sección de un filtro rociador	53
9	Diagrama de flujo del filtro rociador	55

10	Representación esquemática de la sección transversal de una película biológica	57
11	Diagrama de flujo del sistema biodisco	62

## ANEXO 1

## No. de Tabla

1	Concentración de las diferentes formas del nitrógeno encontradas en la entrada y salida del filtro rociador	93
2	Variación de la concentración de N-amoniacal a diferentes profundidades de empaque en el filtro rociador	94
3	Concentraciones de nitrógeno ordenadas en forma decreciente y remoción promedio en el filtro rociador	95
4	Concentraciones de las diferentes formas de nitrógeno a la entrada y salida del biodisco	96
5	Concentraciones de nitrógeno ordenadas en forma decreciente y remoción promedio del biodisco	97
6	Concentraciones de las diferentes formas de nitrógeno a la entrada y salida de lodos activados	98
7	Concentraciones de nitrógeno ordenadas en forma decreciente y remoción promedio en lodos activados	99



## RESUMEN

Capítulo 1 se considera la importancia de tratar las aguas residuales atendiendo principalmente a la remoción de material nitrogenoso debido al riesgo que representa para la salud y el medio acuático.

Capítulo 2 se establecen los conocimientos sobre las transformaciones biológicas del nitrógeno así como la importancia de cada una de ellas en cuanto a la remoción del nitrógeno en las aguas residuales.

Capítulo 3 se establece el deterioro de la calidad del agua debida a la introducción de contaminantes. Incluyendo un resumen de las etapas de tratamiento de aguas residuales como medio para mejorar la calidad de las aguas tratadas según el uso a que se destinen.

Capítulo 4. Se realiza una descripción del funcionamiento de los 3 sistemas biológicos estudiados.

Capítulo 5. Incluye la metodología a seguir para determinar la remoción del amoníaco. Y los resultados que permiten evaluar el proceso de nitrificación en el filtro rociador y hacer una comparación con los otros 2 sistemas biológicos.

Capítulo 6. Contiene las conclusiones obtenidas del análisis de datos y resultados del estudio.

Capítulo 7. Bibliografía

## 1. INTRODUCCION

### 1.1 Antecedentes

Los avances en la industrialización y las grandes concentraciones humanas en la ciudad, han originado que se abuse de los recursos naturales como es el agua, lo cual ha originado que las fuentes de abastecimiento de este líquido estén agotándose.

Esto obliga a que el agua disponible sea cuidada y necesite reutilizarse cuantas veces sea posible.

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales presentan una alternativa de solución a este problema con el objeto de emplear las aguas negras tratadas para el riego de áreas verdes y otros usos.

Dentro de estos sistemas los tratamientos biológicos como son: Lodos activados, biodisco y filtro percolador, son los más conocidos y utilizados para el tratamiento, de estas aguas.

En México las plantas de tratamiento de aguas residuales que operan con los sistemas biológicos convencionales, son diseñados para remover el material carbonoso más que el material nitrogenoso del influente.

Sin embargo es necesario poner énfasis en el problema causado por la descarga de compuestos nitrogenosos en las aguas receptoras, determinando la forma química y concentración del nitrógeno en los efluentes de las plantas de tratamiento.

La forma química más frecuente en aguas recientemente contaminadas es el amoniaco, el cual persiste cuando el tratamiento biológico no es suficiente para su conversión a nitratos. La presencia de amoniaco abate la concentración de oxígeno disuelto de las aguas receptoras y ejerce efectos tóxicos a la vida acuática, aún a bajas concentraciones, por otra parte incrementa los requerimientos de cloro y sus efectos sinérgicos por la formación de cloraminas.

Los nitratos aunque son la forma del nitrógeno menos objetable puede constituir un riesgo a la salud pública si se acumulan en aguas para abastecimiento.

Por lo anterior es importante considerar y evaluar la remoción del nitrógeno en los sistemas de tratamiento a fin de obtener efluentes nitrificados.

Esto se logra si las condiciones son favorables en los sistemas para que ocurra el proceso de nitrificación.

### 1.2 *Objetivos y alcances*

Los objetivos de este trabajo son:

- Estudiar la remoción del nitrógeno en sus formas a lo largo de un lecho empacado de biomasa fija denominado filtro percolador.
- Hacer un análisis comparativo de la remoción que se logra en los influentes de: filtro percolador, lodos activados y biodisco que operan en la planta de tratamiento de C.U.

Esto permitirá detectar los factores que afectan a cada sistema y recomendar las condiciones que favorezcan la nitrificación.

## 2. EL NITROGENO Y SU FUNCION EN LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO BIOLOGICO

### 2.1 *Fundamentos*

El nitrógeno es un elemento esencial para el crecimiento de plantas y protistas y se conoce como nutriente bioestimulante. Es esencial para la formación de grupos en la síntesis de proteínas, normalmente, constituye del 12 al 14% de la masa de las proteínas celulares. Sin embargo la disponibilidad para algunos tipos de organismos depende de la forma química en la cual se presente, (Barnes, 1983). Los compuestos de nitrógeno son de gran interés por la importancia del nitrógeno en los procesos de vida de plantas y animales. La química del nitrógeno es compleja por los diferentes estados de valencia que puede asumir y de hecho estos cambios de valencia son originados por organismos vivos; los cambios de

valencia causados por las bacterias pueden ser positivos o negativos, dependiendo de las condiciones que prevalezcan: aerobias o anaerobias (Sawyer, 1967).

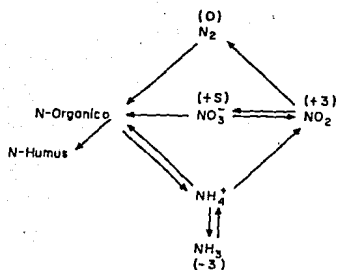


Fig 1. Cambios de valencia del nitrógeno en el ciclo

Las especies químicas que contienen nitrógeno más importantes en los tratamientos de aguas residuales son: *N*-amoniacal, *N*-orgánico, *N*-nitratos, *N*-nitritos. Las relaciones que existen entre las diferentes formas del nitrógeno en los compuestos y los cambios que pueden sufrir en la naturaleza son ilustrados en el diagrama del "ciclo del nitrógeno".

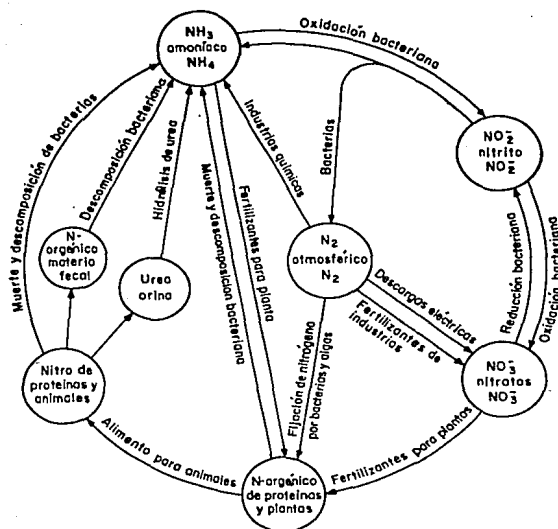


Fig 2. El ciclo del Nitrógeno

De esta figura se puede observar que la atmósfera funciona como un depósito de abastecimiento del cual el nitrógeno es constantemente removido por la acción de descargas eléctricas y es fijado por algas y bacterias.

Las principales transformaciones biológicas del nitrógeno ilustradas en el ciclo son: Fijación, deaminación (amonificación), asimilación, nitrificación y desnitrificación. Cada una involucra una forma particular de organismos, principal-



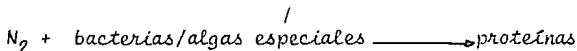
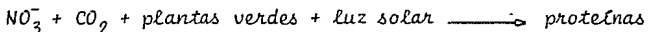
mente microorganismos.

### 2.1.1 Fijación

El gas nitrógeno es fijado desde la atmósfera por muchos microorganismos que existen en ella. Este tipo de fijación constituye alrededor del 60% del total del nitrógeno fijado y un 10% es contribución de las descargas eléctricas, (EPA, 1975).

Durante las tormentas eléctricas grandes cantidades de nitrógeno son oxidados a  $N_2O_5$  y estos unidos al agua producen  $HNO_3$ , el cual es llevado a la tierra por la lluvia sirviendo como fertilizante.

El nitrógeno atmosférico es también convertido a proteínas por la fijación de nitrógeno de ciertas algas o bacterias al oxidar el gas nitrógeno a ión amonio el cual forma el grupo amino de los aminoácidos de las proteínas de las plantas.



La fijación ocurre solamente durante el crecimiento microbiano y en presencia de un sustrato oxidable, preferentemente

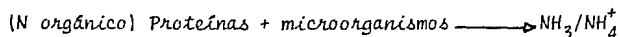
en ausencia de formas del nitrógeno fácilmente aprovechables como el amonio.

En los tratamientos convencionales de aguas residuales no hay evidencias de la fijación del nitrógeno, no obstante ha sido detectada en aguas residuales con deficiencia de compuestos químicos nitrogenados y también en efluentes de plantas procesadoras de alimentos. Estos hallazgos indican la necesidad de prevenirla cuando el propósito sea lograr una alta remoción de nitrógeno a fin de controlar la eutroficación de aguas superficiales.

### 2.1.2 Deaminación (amonificación)

El proceso de amonificación o sea la transformación del nitrógeno proteico en amoníaco, acontece de manera constante por acción bioquímica extracelular sobre el tejido de plantas, animales muertos y materia fecal.

En general el término de amonificación puede ser aplicado a la liberación de amoníaco de la materia orgánica



En la degradación de compuestos orgánicos nitrogenados como son proteínas, el carbono orgánico puede servir como sustra-

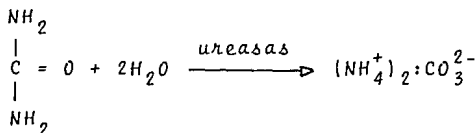
to de síntesis y fuente de energía, y el amoníaco liberado puede ser incorporado dentro de la nueva célula en desarrollo como un requerimiento, y el exceso llega a ser liberado como  $\text{NH}_4^+$ , (EPA, 1975).

Bajo la influencia de enzimas proteolíticas las proteínas son hidrolizadas a sus constituyentes aminoácidos y en una subsecuente deaminación de estos grupos aminoácidos, resulta la liberación del  $\text{NH}_4^+$ .

Como el ión amonio es el producto de la oxidación de proteínas, la presencia de amonio en el agua residual se debe a la estabilización biológica de las proteínas presentes.

Otra fuente de iones  $\text{NH}_4^+$  en las aguas residuales domésticas es la urea, la cual es el principal constituyente de la orina.

La urea en el exterior del cuerpo es hidrolizada rápidamente por la acción de enzimas ureasas que producen carbonato de amonio.



Esta reacción aporta un alto porcentaje de amonio y alcalinidad en aguas residuales municipales, lo cual es una característica de aguas residuales frescas.

Así el nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacal con las formas más importantes de nitrógeno presentes en las aguas de desecho municipales. El nitrógeno total Kjeldhal (NTK) es el análisis utilizado que determina la concentración combinada de ambas formas.

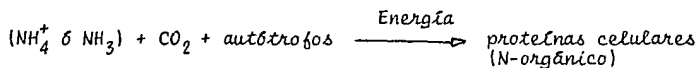
### 2.1.3 Asimilación

El nitrógeno es asimilado durante el desarrollo de todas las formas de microorganismos ya sean heterótrofos o autótrofos, los requerimientos dependen de la biomasa producida por unidad de sustrato utilizado.

Los heterótrofos obtienen relativamente grandes cantidades de energía de la degradación de materia orgánica resultando una producción alta de biomasa y asimilación de cantidades significativas de nitrógeno.

En cambio los autótrofos requieren grandes cantidades de energía para convertir el dióxido de carbono ( $CO_2$ ) a formas orgánicas más complejas adecuadas para la síntesis celular, resultando una producción baja de biomasa por unidad de energía

utilizada y por lo tanto, requieren una pequeña cantidad de nitrógeno.



Los organismos autótrofos incluyen las bacterias nitrificantes, las cuales obtienen energía de la oxidación del nitrógeno inorgánico y las algas las cuales obtienen su energía de la luz solar. Muchos de los organismos requieren el nitrógeno en la forma de  $\text{NH}_4^+$  para su síntesis celular.

Los nitratos son usados después de su reducción a  $\text{NH}_4^+$  por pocas especies de bacterias y por casi todas las especies de algas verde-azul. (Painter, 1970).

La asimilación es responsable de la remoción de hasta un tercio de NTK del influente en los tratamientos biológicos convencionales de aguas residuales municipales (sin nitrificación-desnitrificación).

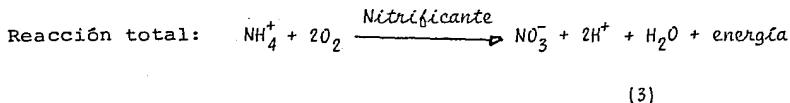
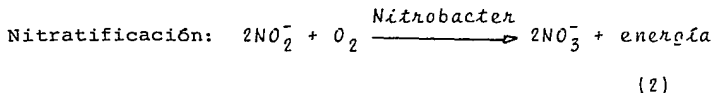
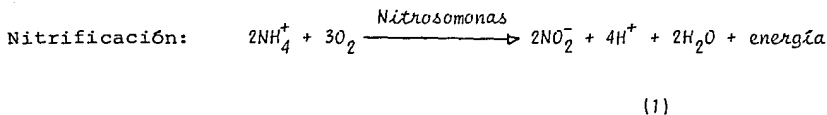
#### 2.1.4 Nitrificación

El término nitrificación es aplicado a la oxidación biológica del amonio, primero a la forma de nitritos y luego a la forma de nitrato.

Las bacterias responsables de estas oxidaciones son llamadas colectivamente bacterias nitrificantes y constan del género *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, ambas son aerobias quimioautótrofas derivando la energía para su síntesis celular de las oxidaciones del amoníaco a nitritos y estos a nitratos. Pueden utilizar el dióxido de carbono, bicarbonatos y carbonatos como fuentes de carbono inorgánico.

Las *Nitrobacter* no son autótrofas obligadas ya que utilizan para su crecimiento una fuente de carbono orgánico al igual que una inorgánica (Ford, 1980). Y en ausencia de oxígeno son capaces de reducir los nitratos a nitritos.

La reacción total de nitrificación consta de 2 etapas secuenciales (Marsh, 1981).



La bioquímica del amoníaco es un poco más complicada que la indicada en la ecuación (1) ya que se involucra la formación de intermediarios transitorios: hidroxilamina y la forma hipotética nitrosil. La especie misma de nitritos es generalmente considerada como la forma de nitrógeno metaestable. Así el proceso típico de nitrificación produce iones nitratos como producto final. (Alleman, 1980)

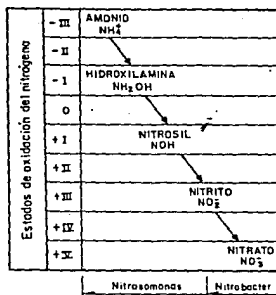
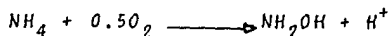
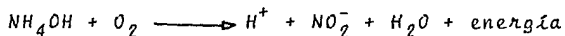


Fig 3. Oxidación de las especies de nitrógeno durante la nitrificación

La oxidación inicial a hidroxilaminas la expresamos en la siguiente ecuación: (Painter, 1977)



y la oxidación subsecuente es a nitrito



El oxígeno molecular que aparece en esta reacción es incorporado parcialmente en el nitrito y utilizado parcialmente como aceptor de electrones. (Aleem, 1970).

La energía producida en la oxidación del nitrito es mucho menor que la producida en la oxidación del amoníaco por lo que las nitrosomonas están presentes en un número mayor que las nitrobacter en el medio ambiente nitrificador (Sharma, 1977).

Dos aspectos importantes son evidentes en el proceso de la nitrificación: El requerimiento de oxígeno y la liberación de iones hidrógeno.

La producción de acidez en la nitrificación trae como resultado una disminución desfavorable en el pH del agua residual y conduce a un desmejoramiento en la estabilidad del proceso (Barnes, 1983).

En la evaluación termodinámica de la actividad de cualquiera de los dos organismos nitrificantes se encuentra que la pro-



ducción (Alleman, 1980) estándar de energías libres es considerablemente menor que la energía neta producida en las reacciones de heterótrofos, en consecuencia esta disminución en la disposición de energía se refleja en el coeficiente de crecimiento de las bacterias nitrificantes que esta considerablemente por debajo del de heterótrofos. Esto da como resultado que los nitrificantes sean más sensibles a los parámetros ambientales como pH, tensión de oxígeno, temperatura, concentración de nitrificantes, carga orgánica y toxicidad de sustratos (Ford, 1980).

La nitrificación biológica se puede realizar en cualquier proceso biológico aerobio a cargas orgánicas bajas, proporcionando las condiciones ambientales adecuadas, y evitando una interacción competitiva con organismos heterótrofos ya que su actividad es antagónica al desarrollo y sobrevivencia de los nitrificantes (Alleman, 1980).

Por lo tanto además de los requerimientos clave para que ocurra la nitrificación, es importante que en el proceso elegido pueda ser controlada la proporción neta de biomasa acumulada y en consecuencia la proporción neta de biomasa que se separa del sistema, que debe ser menor que la proporción de crecimiento de bacterias nitrificantes.

Si el porcentaje de crecimiento de biomasa excede al porcentaje

je de crecimiento de los nitrificantes, la proporción de nitrificantes en la biomasa puede disminuir gradualmente hasta la pérdida completa de la nitrificación.

El porcentaje neto de crecimiento de biomasa puede ser reducido, disminuyendo el porcentaje de carga orgánica por unidad de biomasa. Y el porcentaje de crecimiento de nitrificantes puede ser maximizado proporcionando los valores óptimos de parámetros ambientales. (Barnes, 1983).

#### 2.1.5 Parámetros que afectan la nitrificación

##### 2.1.5.1 Concentración de oxígeno

El oxígeno es un requerimiento absoluto en el crecimiento de nitrosomonas y nitrobacter. En algunos estudios se ha encontrado que al aumentar la concentración de oxígeno disuelto arriba de 1 mg/l se puede incrementar el porcentaje de oxidación del amonio. (Benefield, 1980)

Los organismos nitrificantes no presentan ninguna inhibición a concentraciones altas de O.D. incluso se han utilizado niveles arriba de 60 mg/l. Las concentraciones bajas son más significativas en el crecimiento.

La concentración de O.D. a la cual la nitrificación no ocurre

es de 0.2 mg/l. (EPA, 1975)

#### 2.1.5.2 Temperatura

Para cultivos puros de Nitrosomonas el intervalo de temperatura para el crecimiento es de 30° a 36°C con una temperatura óptima de 35°C la cual es también el límite superior para el crecimiento favorable de heterótrofos mesófilos. Por debajo de 5°C ocurre poco crecimiento. El crecimiento de Nitrobacter se ha encontrado entre 8° y 28°C con un óptimo de 28°C (Ford, 1980).

Deppe y Engel (1960) concluyen que el intervalo de temperatura para el crecimiento adecuado se sitúa entre 34 y 35°C y por debajo de 4°C o arriba de 45°C no hay crecimiento. Esto por supuesto considerando la ausencia de materiales tóxicos, algunos de los cuales pueden tener efectos adversos a temperaturas más altas.

#### 2.1.5.3 Potencial Hidrógeno (pH)

La liberación de iones hidrógeno durante la etapa de nitrificación es un factor significativo. Normalmente el pH óptimo para las bacterias formadoras de nitrato es alcalino y no está claramente definido.

Algunos autores han encontrado un valor óptimo de pH entre 8 y 9 para el desarrollo de una población de Nitrosomonas, sin embargo se reporta también un intervalo más amplio de pH, de 7 a 9. La actividad óptima para Nitrobacter está en un intervalo de pH de 8.3 a 2.9 (Ford, 1980).

No obstante que ha notado que los nitrificantes tienen la habilidad de aclimatarse a valores de pH fuera del intervalo óptimo y obtener así igual nitrificación.

#### 2.1.5.4 Toxicidad de sustrato

El crecimiento de nitrificantes se ve limitado por efectos de bajas concentraciones de nitrógeno inorgánico, sin embargo se ha reportado que las Nitrosomonas y Nitrobacter son sensibles a altas concentraciones de su propio sustrato y aún más a sus productos finales. (Painter, 1970).

Una revisión de varios estudios muestran que las Nitrosomonas no se inhiben por nitrógeno amoniacal cuando la concentración es de 100 mg/l pero si se inhiben cuando la concentración se incrementa a 8000 mg/l.

Para Nitrobacter se observa una disminución en su crecimiento a concentraciones de nitrógeno amoniacal entre 8 y 16 mg/l, (Sharma, 1977).

En una planta de lodos activados a nivel laboratorio se presentó una inhibición de la nitrificación causada por una concentración de nitritos por debajo de 10 mg/l, y en un reactor batch la inhibición para Nitrosomonas fue de 40% a una concentración de  $NO_2$  de 1400 mg/l, a 2500 mg/l la inhibición varió desde 50% hasta inhibición total.

Para la especie Nitrobacter se reporta un 40% de inhibición a 1400 mg/l de  $NO_2$  mientras que en otros estudios se inhiben a concentraciones alrededor de 2000 mg/l (Anthonisen, 1976).

Estos datos indican que en una planta de tratamiento de aguas residuales municipales, la inhibición de bacterias nitrificantes no ocurre si la concentración de nitrógeno inorgánico es menor a 100 mg/l.

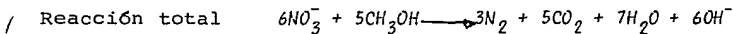
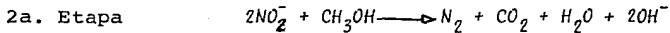
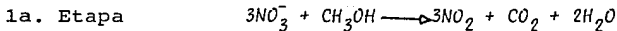
Sin embargo en sistemas donde se traten desechos animales pueden encontrarse altas concentraciones de nitrógeno amoniacal por tanto se espera que se produzca algo de inhibición en la nitrificación.

#### 2.1.6 Desnitrificación

La desnitrificación se refiere a la conversión de nitrato a nitrógeno gas realizado por bacterias que utilizan al nitrato como aceptor de electrones en lugar del oxígeno. Así es-

te proceso requiere primero que el amonio se oxide a nitrato por lo que la nitrificación es esencial, para que ciertas bacterias facultativas en ausencia de oxígeno reduzcan el nitrato a nitrógeno gas, el cual se volatiliza del líquido, de este modo disminuye el contenido de nitrógeno en las aguas de desecho. Puesto que la nitrificación es necesariamente la primera etapa para la reducción del nitrógeno. Aquí se requieren condiciones anóxicas y una fuente de carbono fácilmente degradable. La fuente de carbono utilizada incluye el agua de desecho y carbohidratos, o compuestos reducidos de azufre.

Ya que el metanol ha sido la fuente de carbono más utilizada para estudiar la desnitrificación en los tratamientos de aguas residuales. Las reacciones que ilustran este proceso emplean a este compuesto como fuente de energía.



### 3. IMPORTANCIA DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

#### 3.1 *Generalidades*

Para tratar adecuadamente las aguas que están sometidas a la acción de sustancias contaminantes necesitamos saber la cantidad y origen de las sustancias que llegan.

Las aguas residuales son las aguas que resultan de la combinación de los líquidos o desechos arrastrados por el agua procedente de las casas, comercios e instituciones.

La presentación es de líquidos turbios que contienen material sólido en suspensión, cuando son frescas su color es gris y tienen un olor a moho, con el transcurso del tiempo el color cambia gradualmente de gris a negro desarrollándose un olor ofensivo y desagradable.

De acuerdo a su procedencia se clasifican en:

Aguas negras domésticas. Son las que contienen desechos humanos, animales y caseros.

Aguas negras sanitarias. Son las mismas que las domésticas pero que incluyen gran parte de los desechos industriales de la población.

Aguas pluviales. Están formadas por todo el escurrimiento superficial de las lluvias.

Aguas negras combinadas. Son una mezcla de las anteriores.

Normalmente, toda masa natural de agua posee micro y macro flora y fauna estabilizadas que sólo cambian lentamente con las estaciones. Sin embargo la vida vegetal y animal puede ser seriamente perturbada por la introducción de aguas negras.

Dentro de los factores que determinan el balance biológico en las aguas naturales se encuentran; el grado de aeración, cuantía de nutrientes, naturaleza y concentración de sales inorgánicas, valor de pH y temperatura. Los efluentes domésticos e industriales pueden alterar de muchas maneras este complejo balance y conducir a cambios indeseables en la vida



vegetal y animal.

Los principales parámetros utilizados para caracterizar un agua residual, son determinados mediante análisis físicos, químicos y biológicos.

La característica física más importante del agua residual es su contenido total de sólidos, el cual está compuesto por material flotante y materia en suspensión, en dispersión coloidal y en disolución. Otras características físicas son la temperatura, color y olor.

Las características químicas son de origen orgánico ó inorgánico.

Materiales orgánicos

Estos son de origen animal, vegetal y sustancias sintéticas. Los grupos principales son las proteínas, carbohidratos, grasas y ácidos nucleicos en diferentes combinaciones y están sujetas a la descomposición por la actividad bacteriana y de otros organismos vivos.

Durante el proceso de descomposición, el oxígeno disuelto en el agua se llega a utilizar en mayor medida que aquella en la que se restaura, provocando una carencia de este.

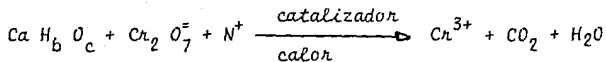
Por ello entre las medidas del contenido orgánico está la determinación de la  $DBO$  y  $DQO$ .

#### Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $DBO$ )

Esta determinación supone la medida del oxígeno disuelto utilizado por los microorganismos en la oxidación bioquímica de la materia orgánica.

#### Demanda Química de Oxígeno ( $DQO$ )

Esta prueba se basa, principalmente en que muchos de los compuestos orgánicos son oxidados a  $CO_2$  y  $H_2O$  por un agente oxidante bajo condiciones ácidas. La medida representa el oxígeno necesario para la oxidación.



#### Materia Inorgánica

La constituyen sustancias que no están sujetas a la descomposición biológica y compuestos minerales como las sales que bajo ciertas condiciones pueden ser descompuestas a sustancias más simples. Convencionalmente, el tratamiento de aguas residuales ha estado enfocado hacia la remoción de sólidos suspendidos,  $DBO$  y reducción de contaminantes patógenos. En cambio

la conservación y remoción de nutrientes ha sido accidental a los procesos de tratamiento. Recientemente se ha incrementado el interés en la remoción de nutrientes como son: fósforo y nitrógeno. Cuando se considera más a la remoción del nutriente que a su conversión debe recordarse que el nitrógeno y el fósforo son constituyentes esenciales. De esta manera las aguas residuales deben contener estos materiales en las cantidades mínimas necesarias para la producción de material celular.

### *3.2 Secuencia de etapas de tratamiento*

Siempre es necesario el tratamiento de las aguas negras para evitar el crear condiciones ofensivas, aún cuando una masa de agua no tenga otra aplicación que la recepción de aguas negras o desechos industriales. El propósito del tratamiento de las aguas negras, previo a su disposición por dilución, consiste en separar de ellas la cantidad suficiente de sólidos que permita que los que queden al ser descargados a las aguas receptoras no interfieran con el mejor o más adecuado empleado a éstas, tomando en cuenta la capacidad de las aguas receptoras para asimilar la carga orgánica que se agregue. Los sólidos que se eliminan son principalmente orgánicos, pero se incluyen también sólidos inorgánicos. Es evidente que el grado de tratamiento que se de a las aguas negras varía en relación al uso del cuerpo receptor.

Los métodos utilizados para el tratamiento de aguas residuales son muchos y estos se agrupan de manera general en función del grado de tratamiento o remoción que se requiera en la siguiente manera:

- Tratamiento preliminar
- Tratamiento primario
- Tratamiento secundario
- Tratamiento terciario

### 3.2.1 Tratamiento preliminar

El objeto del tratamiento preliminar consiste en separar de las aguas negras aquellos constituyentes que pudiesen obstruir o dañar las bombas, o interferir con los procesos subsiguientes del tratamiento. Por lo tanto, los dispositivos para el tratamiento preliminar se diseñan para:

- 1) Separar o disminuir el tamaño de los sólidos orgánicos grandes que flotan o están suspendidos. Estos sólidos consisten generalmente en trozos de madera, telas, papel, basura, junto con algo de material fecal.
- 2) Separar los sólidos inorgánicos pesados, como la arena, la grava e incluso objetos metálicos; a todo lo cual se llama arena.

3) Separar cantidades excesivas de aceites y grasas.

Para lograr estos propósitos se usa un equipo muy variado en tre los cuales se tiene:

- Rejas y Cribas de barras

Están formadas por barras usualmente espaciadas desde 2 hasta 15 cm. Generalmente tienen claros de 2.5 a 5 cm. Aunque algunas veces se usan las rejas grandes en posición vertical la regla general es que deben instalarse con un ángulo de 45 a 60 grados con la vertical. (Departamento de Sanidad, 1980). Se limpian manualmente o por medio de rastrillos automáticos. Se recomienda que las rejas que se limpien a mano, salvo las que se empleen extemporaneamente, se instalen dando una incli nación de 30 a 45 grados con la vertical. (Departamento de Sanidad de N.Y., 1980).

Los sólidos separados por estos utensilios se eliminarán enterrándolos o incinerándolos, o se reducen de tamaño con trituradoras o desmenuzadoras y se reintegran a las aguas negras.

- Cribas finas

Las cribas con aberturas de 3 mm o menos también han sido usa

das en el tratamiento de aguas negras. Se clasifican en cribas de banda, de disco y de tambor, algunas de estas funcionan en las plantas de tratamiento de norteamérica. Se usan generalmente en el tratamiento de muchos tipos de desechos industriales, pero no se consideran adecuadas para el tratamiento de aguas negras, salvo en casos excepcionales, debido a las restringidas aplicaciones que tienen.

- Desmenuzadores

Los molinos, cortadoras y trituradoras, son dispositivos que sirven para romper o cortar los sólidos hasta un tamaño tal que permita que sean reintegrados a las aguas negras sin peligro de obstruir las bombas o tuberías o afectar los sistemas de tratamientos posteriores. Pueden disponerse a parte para triturar los sólidos que separan las cribas, o pueden ser combinaciones de cribas y cortadoras que se instalen dentro del canal por donde fluyan las aguas negras de manera que se logre su objetivo sin necesidad de separar los sólidos de las aguas negras.

- Desarenaadores

Las aguas negras contienen por lo general, cantidades relativamente grandes de sólidos inorgánicos como arena, cenizas y grava, a los que generalmente se les llama arena. La canti-

dad es muy variable y depende de muchos factores; pero principalmente del tipo del alcantarillado colector si es de tipo sanitario o combinado.

Las arenas pueden dañar las bombas por abrasión y causar serias dificultades operatorias en los tanques de sedimentación y en la digestión de los lodos por acumularse alrededor de las salidas, causando obstrucciones.

Por esta razón es práctica común eliminar este material por medio de las cámaras desarenadoras. Estas se localizan antes de las bombas o de los desmenuzadores.

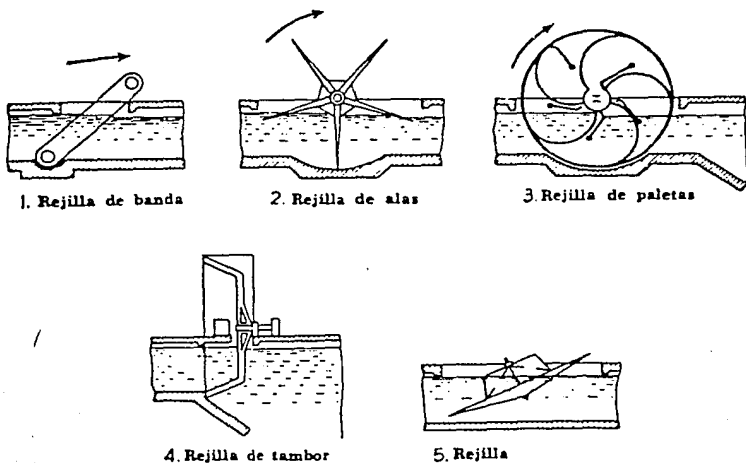


Fig 4. Diferentes tipos de rejillas utilizadas en un pretratamiento

### 3.2.2 Tratamiento primario

Por medio de este tratamiento se separan o eliminan la mayoría de los sólidos suspendidos en las aguas negras, o sea aproximadamente de 40 a 60 por ciento, mediante el proceso físico de asentamiento por gravedad en tanques de sedimentación. El propósito fundamental de los dispositivos para el tratamiento primario, consiste en disminuir suficientemente la velocidad de las aguas negras para que puedan sedimentarse los sólidos.

La mayoría de las plantas de tratamiento inician el sistema con este tipo de tanques que operan con eliminación de lodos por descarga hidrostática o mediante equipo mecánico.

La siguiente figura ilustra un tanque de sedimentación simple circular.



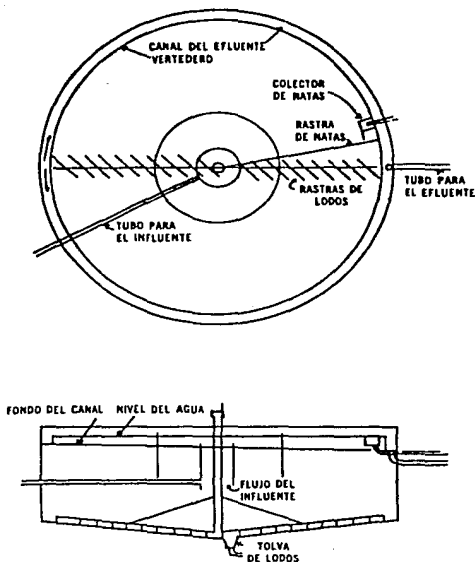


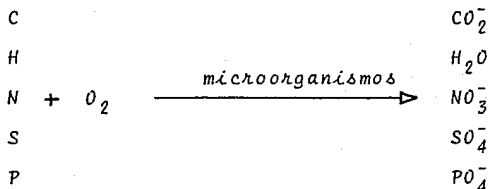
Fig. 5. Tanque circular para sedimentación simple

### 3.2.3 Tratamiento secundario (biológico)

Este tipo de tratamiento se basa en el desarrollo y acción de microorganismos que llevan a cabo la oxidación del material orgánico susceptible a biodegradarse, transformándolo en compuestos más estables, que en su mayor parte pasan a constituir su biomasa.

Las sustancias orgánicas residuales que se encuentran dentro de las aguas forman el sustrato sobre el que actúan los microorganismos y la descomposición asociada puede ser aerobia o anaerobia.

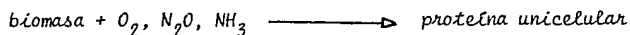
La mineralización del material orgánico se ilustra en la siguiente reacción



Los procesos biológicos se clasifican según la dependencia del oxígeno por parte de los microorganismos responsables del tratamiento de los residuos en:

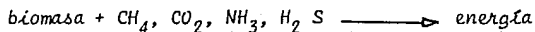
#### Procesos aerobios

La descomposición de la materia orgánica e inorgánica se efectúa en presencia de oxígeno molecular y la estabilización de los residuos se consigue mediante microorganismos aerobios y facultativos



### Procesos anaerobios

Se realiza la descomposición bacteriana en ausencia de oxígeno molecular por los microorganismos anaerobios y facultativos.



### Procesos aerobios-anaerobios

En este proceso se encuentran presentes los 3 tipos de microorganismos: aerobios, anaerobios y facultativos (Metcalf, 1972).

Los procesos estudiados en este trabajo fueron del tipo aerobio y se resumen en la siguiente tabla

	Metabolismo aerobio
Película adherida	Filtro rociador Biodisco
Biomasa suspendida	Sistema de lodos activados

### 3.2.4 Tratamiento terciario

Muchos efluentes requieren un tratamiento terciario y avanzados tratamientos de aguas residuales para remover contaminantes particulares o en la preparación del agua para su reuso.

Algunas operaciones terciarias más comunes remueven:

- Compuestos de fósforo por coagulación con aditivos químicos
- Compuestos de nitrógeno
- Compuestos orgánicos
- Colorantes por adsorción sobre carbón activado
- Sólidos disueltos por el proceso de membranas.

Los efluentes de agua frecuentemente sólo son tratados con ozono o cloro para destruir organismos patógenos antes de descargarlos en los cuerpos receptores.

En nuestro país no es muy común aplicar el tratamiento terciario, sino que únicamente el efluente obtenido del tratamiento secundario se clora y se procede a descargarlos, con/lo cual la única utilidad que se le da es para el riego de campos y áreas verdes.

En otros países más industrializados se sigue el tren de tratamiento ilustrado en la siguiente tabla, donde el agua obtenida después del tratamiento terciario es utilizada para diversos fines.

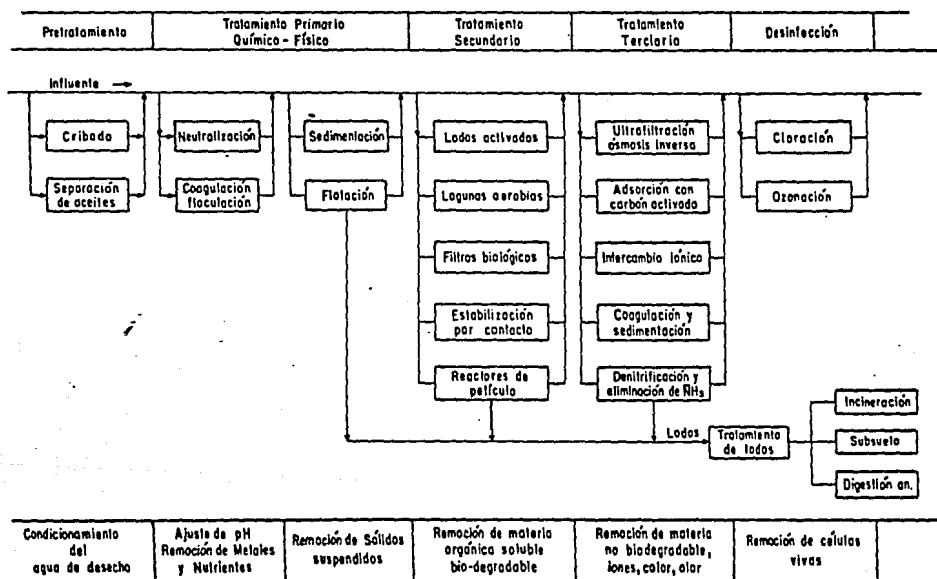


Fig 6. Clasificación de los diferentes tipos de tratamiento de aguas de desecho.

### 3.3 Presencia y función del nitrógeno en las diferentes etapas de tratamiento

#### Formas del nitrógeno en los tratamientos de aguas residuales

El nitrógeno está presente en desechos domésticos, por lo que es un constituyente en un agua residual que alimenta a una planta de tratamiento, sin embargo la proporción está en función de la presencia de industrias y establecimientos que utilicen amoníaco, lo cual incrementa la concentración del nitrógeno.

En general en un agua residual se tiene un 60% de nitrógeno en forma de amoníaco, un 40% en compuestos orgánicos y aproximadamente 1% en cantidades de nitratos y nitritos, las cuales se van modificando por la remoción en cada una de las etapas de tratamiento.

Por ejemplo la sedimentación primaria remueve solamente la porción de nitrógeno orgánico disuelto y el nitrógeno inorgánico disuelto.

En el tratamiento secundario los efectos sobre el nitrógeno son resultado de las transformaciones biológicas y el amoníaco es una de las especies más influenciadas por la actividad biológica ya que es el producto natural de la descomposición

de los compuestos orgánicos nitrogenados.

Durante un tratamiento biológico normal como es el filtro rociador o lodos activados algo del nitrógeno inorgánico se incorpora en el desarrollo de nueva biomasa (asimilación) mientras que se libera amoníaco del nitrógeno orgánico por el proceso de amonificación, y la hidrólisis de urea generalmente se completa en el efluente secundario.

El amoníaco se oxida primero por acción bacteriana a nitritos y posteriormente a nitratos de modo que su concentración está variando continuamente.

El análisis empleado para determinar la concentración combinada de nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico es el nitrógeno total Kjendhal.

Por otra parte, el nitrógeno orgánico debe ser considerado como una fuente potencial de nitrógeno a causa de las reacciones de aminación que ocurren durante el metabolismo del material orgánico lo cual produce una liberación de iones amonio.

En muchas plantas de tratamiento secundario la porción del nitrógeno total del influente removido varía en cantidades del 25 al 55% y el nitrógeno remanente pasa a través de la

planta como nitrógeno inorgánico.

La forma en la cual aparece en el efluente puede ser amonio o nitrato de acuerdo a las condiciones en el sistema de tratamiento biológico. Sin embargo para la protección de las corrientes de aguas receptoras de efluentes se requiere que las plantas de tratamiento biológico de aguas residuales sean capaces de producir un efluente nitrificado, esto es que en los procesos diseñados sea posible establecer una colonia de bacterias nitrificantes que oxiden el ión amonio a ión nitrato dentro de los límites de tratamiento.

Con el tratamiento terciario se debe eliminar el nitrógeno y otros contaminantes no removidos en las etapas anteriores de tratamiento.

Existen varias operaciones fisicoquímicas para lograrlo entre las cuales se encuentran la desorción con aire (air stripping), el intercambio iónico y la cloración.

### Desorción

Es una modificación al proceso de aereación utilizado para la eliminación de gases disueltos en el agua. Este proceso consiste en tener el nitrógeno en forma amoniacal alcalinizando el agua residual, el cual se extrae como gas agitando el agua



residual en presencia de aire.

### Cloración

La cloración al punto de quiebre consiste en adicionar una cantidad suficiente de cloro o hipoclorito al agua residual para oxidar el nitrógeno amoniacal a nitrógeno gaseoso y obteniendo compuestos intermedios como cloraminas que se oxidan finalmente a  $N_2$ .

La ventaja de este sistema es que se consigue la desinfección del agua junto con la eliminación del nitrógeno.

### Intercambio Iónico

La eliminación de ciertas sustancias de las aguas residuales como el ión amonio se realiza con ciertas zeolitas o resinas sintéticas. Dentro de las zeolitas naturales, la clinoptilolita es la más efectiva para remover el nitrógeno amoniacal en forma de ión amonio.

Existen varias desventajas que se presentan al descargar los efluentes que contienen amoniaco, de éstas, la medular es el abatimiento de la concentración de oxígeno de las corrientes receptoras de agua. Por otra parte bajo condiciones ambientales favorables el nitrógeno orgánico es transformado en

amonio que es la forma más reducida del nitrógeno orgánico y es el punto de partida para el proceso biológico de nitrificación.

El amonio es tóxico para la vida acuática por lo que es conveniente controlar su concentración en el efluente para prevenir intoxicaciones ya que concentraciones relativamente bajas de amoniaco en forma no ionizada interfieren con el transporte de oxígeno a las agallas de los peces. Se recomienda una concentración de  $N-NH_3$  de 0.02 mg/l para prevenir este problema. (Marsh, 1981).

Aunque un efluente nitrificado es preferible a otro que contenga altas concentraciones de amoniaco, se debe controlar su concentración ya que altos niveles de nitratos estimulan cierta vida acuática indeseable.

Por otra parte en las plantas de tratamiento que utilizan la cloración como medio de desinfección, se corre el riesgo de emitir un efluente contaminado por cloraminas las cuales se forman al reaccionar el amoniaco con el cloro.

#### 4. PROCESOS BIOLÓGICOS ESTUDIADOS

##### 4.1 *Sistema de lodos activados*

###### 4.1.1 Descripción

El proceso de lodos activados fue desarrollado en Inglaterra por Ardenrn-Lockett en 1914. En este proceso el agua residual se estabiliza biológicamente en un reactor donde se pone en contacto con un cultivo heterogéneo de microorganismos que es mantenido en suspensión bajo condiciones aerobias mediante aereación por medio de difusores ó sistemas mecánicos. Al contenido del/reactor se le conoce como licor mezclado. Una vez que el agua residual ha sido tratada en el reactor, la masa biológica resultante se separa del líquido en un tanque de sedimentación de donde parte de los sólidos biológicos sedimentados se retornan al reactor y la masa sobrante

se elimina mediante purga.

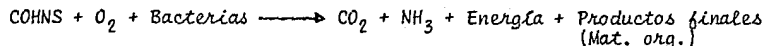
#### 4.1.2 Aspectos biológicos

Los sólidos suspendidos que contienen el agua residual al ser agitados en presencia de aire forman núcleos sobre los cuales se desarrolla la vida biológica pasando gradualmente a formar partículas más grandes de sólidos que se conocen como lodos activados. Estos lodos activados con sus organismos vivos, tienen la propiedad de absorber y adsorber la materia orgánica coloidal y disuelta, incluyendo el amoníaco de las aguas residuales.

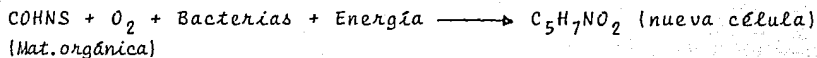
Los organismos biológicos utilizan como alimento el material absorbido convirtiéndolo en sólidos insolubles. Algunas bacterias atacan las sustancias complejas originales obteniendo como desecho compuestos más simples, otras bacterias utilizan estos desechos para producir compuestos aún más simples, continuando así el proceso hasta que los productos finales de desecho no puedan ya ser utilizados como alimento por las bacterias.

Esta degradación de la materia orgánica por los microorganismos se ilustra con las siguientes reacciones. (Eckenfelder, 1961).

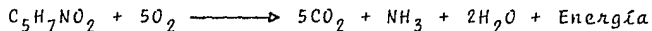
### Oxidación



### Síntesis



### Respiración endógena (autooxidación)



En el licor mezclado, las bacterias aerobias y facultativas producen energía mediante las reacciones de oxidación (respiración) la cual es aprovechada en la síntesis para producir nuevas células bacterianas a partir de la materia orgánica, y sólo una porción de ésta última es oxidada hasta producir compuestos inorgánicos como son los sulfatos nitratos y dióxido de carbono.

Del mismo modo que es importante que las bacterias descompongan el residuo orgánico tan rápidamente como sea posible también, lo es la formación de flóculos, la cual se lleva a cabo mediante algunos productos de las mismas bacterias, que permiten la aglomeración de partículas que flocculan y sedimen-

tan.

Por otra parte, es importante recordar que para lograr una eficiencia adecuada los lodos activados deben mantenerse en suspensión durante su periodo de contacto con las aguas negras, lo cual se logra mediante la aereación.

#### 4.1.3 Parámetros de proceso

- Mezclado de los lodos activados con las aguas residuales.

La generación de lodos durante el tratamiento de las aguas residuales es muy lento y por lo tanto se obtiene una concentración mínima lo cual resulta inadecuada para un buen tratamiento. El aumento en la concentración de lodos se logra recolectando los lodos producidos por cada volumen de agua residual tratada y usándolo nuevamente para el tratamiento de volúmenes subsecuentes. Los lodos que se vuelven a emplear de esta forma se les conoce como lodos de recirculación.

Es importante que los lodos recirculados se mezclen uniformemente con el agua residual a tratar y esto se lleva a cabo generalmente agregando los lodos recirculados a las aguas residuales sedimentadas en el extremo de alimentación del tanque de aereación donde la agitación efectúa un mezclado rápido y

satisfactorio.

- Aereación y agitación del licor mezclado durante el tiempo que sea necesario.

Con la aereación se logran los tres objetivos siguientes: el mezclado de los lodos recirculados con las aguas negras; el mantener los lodos en suspensión por la agitación de la mezcla, y el suministro de oxígeno que se requiere para la oxidación biológica. El aire se agrega generalmente por medio de alguno de los métodos siguientes: aereación por difusión o aereación mecánica. La cantidad de aire que se requiere depende de los siguientes factores: (Departamento de Sanidad de N.Y., 1980)

La carga de la DBO

La calidad de los lodos activados

La concentración de sólidos

La eficiencia que se desee en el tratamiento de la DBO

La cantidad básica de aire que se requiere debe ser suficiente para mantener las aguas negras con un mínimo de 2 ppm de oxígeno disuelto bajo cualquier condición de carga de la DBO, en todas las partes del tanque de aereación.

Una cantidad de aire insuficiente da por resultado una baja calidad de los lodos activados y por lo tanto una disminución en la eficiencia de la planta. El empleo de cantidades excesivas de aire no solamente es un desperdicio, sino que conduce a la formación de lodos tan finamente dispersos que llegan a ser de difícil sedimentación.

- Separación de los lodos activados, del licor mezclado

Antes de que pueda disponerse de las aguas negras tratadas, hay que separar los lodos activados. Esto se hace en los tanques de sedimentación secundaria. Dichos tanques son de diseño similar a los de sedimentación primaria.

El ciclo de remoción de los lodos en los tanques secundarios tiene mayor importancia que en los tanques primarios, pues cierta proporción de los lodos debe retirarse continuamente para utilizarlos como lodos recirculados en el tanque de aeración. El exceso de lodos debe eliminarse antes de que pierda su actividad por la muerte de los organismos aerobios debido a la falta de oxígeno en el fondo del tanque.

- Recirculación de la cantidad apropiada de lodos activados para mezclarlos con las aguas negras.

La cantidad de lodos disueltos al tanque de aeración debe ser



suficiente para producir la purificación deseada en el tiempo disponible para la aereación y lo suficientemente corto para lograr un aprovechamiento económico de aire. Debido a las variaciones en las características y concentración de las aguas negras, así como en el tipo de plantas, la cantidad de lodos recirculados puede variar desde 10 hasta 50 por ciento del volumen de las aguas negras en tratamiento.

- Tratamiento y disposición del exceso de lodos activados

El exceso final de lodos activados se trata y dispone junto con los lodos de los tanques de sedimentación primaria. Como ya se mencionó la práctica más común consiste en bombear el exceso de lodos al extremo del influente del tanque de sedimentación primaria donde se depositan junto con los sólidos de las aguas negras crudas. Los lodos activados se sedimentan rápidamente y, debido al carácter más flocculento de las partículas de lodos, tienden a arrastrar consigo parte de los sólidos no sedimentables de las aguas negras, disminuyendo así la carga de materia orgánica y de sólidos en el tanque de aereación.

O bien, el exceso de lodos activados se pasa a los tanques de digestión de los lodos ya sea directamente o a través de espesadores o mediante otros procedimientos.

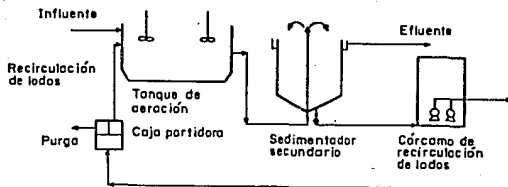


Fig 7. Diagrama del proceso de lodos activados

#### 4.1.4 Nitrificación en el sistema de lodos activados

La nitrificación ocurre en el proceso de lodos activados proporcionando las condiciones apropiadas para la retención y acumulación de bacterias nitrificantes en la biomasa. El tiempo de retención de los sólidos que se conoce como la edad del lodo, es una medida del tiempo promedio de retención de las células bacterianas en el sistema. El éxito de la nitrificación depende del grado de compactación de este lodo de desecho que favorezca la adherencia de las bacterias nitrificantes. Dichas bacterias presentan crecimiento lento en el sistema y la edad adecuada del lodo está directamente relacionada con el grado de compactación.

La nitrificación se puede mantener si se tiene una alta proporción de crecimiento de las bacterias nitrificantes capaces de compensar el efecto debido a su desprendimiento de los lodos.

En consecuencia la nitrificación depende de la relación del porcentaje de crecimiento de las bacterias nitrificantes y el porcentaje de producción neto de sólidos del proceso. Por lo tanto las principales consideraciones en el diseño y operación son aquellas relacionadas con el crecimiento de nitrificantes y con todo el desarrollo de la biomasa bajo las condiciones ambientales y el régimen hidráulico que abastece a la planta. Sin embargo una planta de tratamiento está sujeta a varias épocas estacionales y variaciones en el flujo y características del agua residual lejos de un estado continuo, por lo que es necesario determinar los requerimientos de operación y diseño como son: requerimientos de oxígeno, edad del lodo, tiempo medio de retención celular.

Como se mencionó el proceso de nitrificación es operada en 2 etapas por bacterias autótrofas y el proceso es controlado por la conversión de amoníaco ( $NH_4^+$ ) a nitrito ( $NO_2^-$ ) ya que la oxidación de  $NO_2^-$  a  $NO_3^-$  es más rápida y en consecuencia la concentración remanente de nitritos es más baja ( $< 1$  mg/l). Sin embargo en efluentes de plantas operando con sistema de lodos activados se han encontrado altas concentraciones de nitritos

(> 5 mg/l) que no son detectadas, probablemente su detección puede ocurrir por efectos secundarios como son un alto requerimiento de cloro para la desinfección. (Randal, 1984).

Ya que el porcentaje de crecimiento de nitrificantes es pequeño comparado a la mayoría de las bacterias heterótrofas, es necesario un tiempo de retención de sólidos moderadamente alto (8 a 12 días) para mantener así a los nitrificantes en los lodos activados. Si se presentan factores adversos como son: bajas temperaturas, condiciones no óptimas de pH, inhibidores tóxicos, es necesario mantener el tiempo medio de retención celular o incrementarlo para que se efectúe bien la nitrificación, por que si los métodos de operación no son combinados bajo tales circunstancias, la nitrificación puede fallar.

En algunos estudios se ha encontrado que la formación de  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$  está fuertemente inhibida por temperaturas de  $10^\circ C$  o menores y con un aumento en el tiempo medio de retención celular se observa un aumento en la de aminación. La temperatura es pues un factor importante ya que tiene un gran efecto sobre la formación de nitratos más que sobre la formación de nitratos. Así bajo estas circunstancias la segunda etapa de la nitrificación (formación de nitratos) llega a ser la etapa de control.

En el sistema de lodos activados la nitrificación es muy sensible a pequeños cambios en la temperatura sobre los rangos de 10°C a 17°C. Esta inhibición por temperatura puede manifestarse en un aumento en las cantidades de cloro requeridas.

#### 4.2 Sistema filtro rociador

##### 4.2.1 Descripción

El sistema biológico del filtro rociador es uno de los sistemas más antiguos.

Este consiste en un lecho formado por un medio sumamente permeable al cual se adhieren los microorganismos encargados de degradar la materia orgánica presente en el agua residual.

El medio filtrante consistía en piedras con un tamaño de 2.5 a 10 cm de diámetro y la profundidad era de 0.9 a 2.4 m. La mayoría de los filtros actuales utilizan medios filtrantes sintéticos con profundidades de 9 a 12 metros.

El lecho filtrante puede ser circular o cuadrado y el agua de influente se distribuye por encima del lecho mediante un distribuidor giratorio.

Cada filtro posee un sistema de desagüe inferior para reco-

ger, el líquido tratado, y los sólidos biológicos que se hayan desprendido del medio. Este sistema de desagüe inferior es importante tanto como instalación de recolección como por su estructura porosa a través del cual el aire puede circular.

#### 4.2.2 Partes importantes del filtro

##### 1. Sistema de distribución

Las aguas residuales se distribuyen en la superficie del lecho mediante aspersores fijos o distribuidores giratorios. Los primeros se usaron cuando empezaron a ensayarse los filtros rociadores. Aún en las mejores circunstancias, la distribución no es completamente pareja y siempre quedan fracciones de la superficie del filtro sobre las cuales cae muy poca cantidad de agua residual.

Los aspersores fijos han sido substituidos en su mayoría por <sup>3</sup> distribuidores giratorios los cuales llevan a cabo una distribución más uniforme sobre toda la superficie del lecho. En los distribuidores giratorios, las aguas residuales se alimentan por medio de una columna central hueca, a la que están conectados dos o más ramales. Cada ramal tiene cierto número de conexiones para aspersores los cuales apuntan perpendicularmente a los ramales. La columna central de alimentación, así como los ramales, giran lentamente sobre la superficie

del filtro circular en función de la carga hidráulica aplicada.

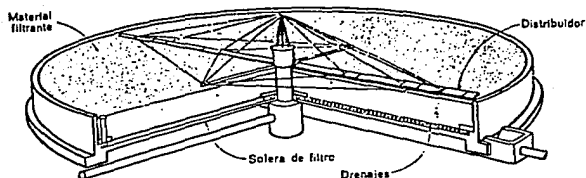


Fig 8. Vista en sección de un filtro rociador

## 2. Medio filtrante

El medio filtrante sirve para el doble propósito de proporcionar una gran superficie sobre la cual puedan formarse los lodos y películas gelatinosas que producen las bacterias, y el de que queden suficientes huecos que permitan que el aire circule libremente por todo el filtro.

Los empaques empleados en filtros son principalmente:

- Empaques de origen natural
  - grava redondeada
  - escoria de fundición
  - piedra caliza dura
  - piedra pómez
- Empaques de origen sintético
  - medios plásticos de PVC, poliestireno, polipropileno, polietileno

Cualquiera que sea el producto que se emplee debe reunir las siguientes características:

- Una gran área superficial ( $m^2/m^3$ )
- Espacios vacíos de tamaño suficiente para favorecer la acumulación normal de la biopelícula sin obstruir el paso del líquido y del aire
- Estabilidad física y química

### 3. Sistema Recolector

Los colectores satisfacen dos propósitos:

- Retirar las aguas residuales que han pasado a través del filtro para aplicarlas al tratamiento subsecuente y se disponga de ellas.



- Proporcionar ventilación al filtro para mantenerlo en condiciones aerobias.

La dirección de la circulación del aire a través del filtro, depende de la diferencia de temperaturas entre el filtro y el agua residual. Cuando la temperatura del medio filtrante es mayor a la del agua residual, la corriente de aire a través del filtro es hacia arriba, si la temperatura del filtro es menor, la dirección de la corriente es hacia abajo.

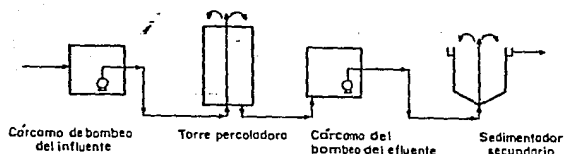


Fig 9. Diagrama de flujo del filtro rociador

#### 4.2.3 Aspectos biológicos

La comunidad biológica presente en un filtro rociador se compone principalmente de protistas, incluyendo bacterias aerobias y anaerobias, hongos y protozoos.

Las bacterias facultativas son los organismos predominantes y juntan con las bacterias aerobias y anaerobias descomponen la materia orgánica del agua residual. Las algas solo pueden crecer en las capas superiores del filtro donde puede llegar la luz solar. Los protozoos al igual que en el proceso de lodos activados controlan la población bacteriana. Los animales superiores como caracoles, gusanos e insectos se alimentan de la capa superior del filtro y así, ayudan a mantener la población bacteriana en estado de gran crecimiento.

Las poblaciones individuales de la comunidad biológica sufren variaciones a lo largo de la profundidad del filtro en función de los cambios que se produzcan en la carga orgánica, carga hidráulica, composición del agua residual del influente, temperatura y disponibilidad de aire.

La materia orgánica es adsorbida sobre la película biológica en cuyas capas externas es degradada por los microorganismos aerobios. Cuando los microorganismos crecen, aumenta el espesor de la película y el oxígeno es consumido antes de que pueda penetrar todo al espesor de la biopelícula, por lo que se establece un ambiente anaerobio cerca de la superficie del medio y la materia orgánica es metabolizada antes de que pueda llegar a los microorganismos situados cerca de la superficie del medio filtrante. Esto origina que los microorganismos que se encuentran en una fase endógena de crecimiento pierdan

su capacidad de adherirse a la superficie del medio. En estas condiciones el líquido a su paso a través del medio, arrastra la película y comienza el crecimiento de otra.

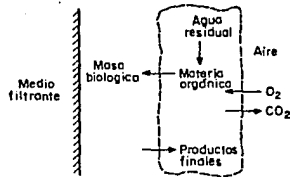


Fig 10. Representación esquemática de la sección transversal de una película biológica.

El fenómeno de la pérdida de la película biológica se debe fundamentalmente al efecto de arrastre por la carga hidráulica, y al desprendimiento por la anaerobiosis. La carga hidráulica se define como el número de litros o metros cúbicos de agua residual que se aplican por metro cuadrado y por día.

La carga orgánica definida como la cantidad en kilogramos de DBO por metro cúbico de medio filtrante, influye en la velocidad del metabolismo en la película biológica.

#### 4.2.4 Nitrificación en el sistema filtro rociador

Las primeras investigaciones de la nitrificación en un filtro rociador se realizaron en filtros con medios de soporte natural (roca).

Se obtuvieron remociones de amoníaco del 75% a cargas orgánicas de  $0.16 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d DBO}_5$ , y se disminuyó la nitrificación conforme se incrementa la carga orgánica. Esta disminución en la nitrificación se atribuye a la predominancia de bacterias heterótrofas en la película biológica. Asimismo a temperaturas menores de  $20^\circ\text{C}$  no se obtuvo remoción apreciable de nitrógeno.

Con el uso de medios sintéticos en los filtros rociadores, fue posible aplicar cargas orgánicas hasta de  $0.36 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d DBO}_5$  mostrando una remoción de amoníaco del 89%. La diferencia en la capacidad de cargas de un medio a otro se debe a que el área específica de superficie es mayor en este último.

Los factores que tienen influencia en la nitrificación dentro del filtro rociador son; carga orgánica, carga hidráulica, competición entre organismos heterótrofos y autótrofos, temperatura, concentración de oxígeno y concentración de nitrógeno amoniacal en el influente.

El carbono orgánico controla la dinámica de la población de bacterias heterótrofas, un aumento en las fuentes de carbono orgánico da un resultado desfavorable en el balance de los organismos heterótrofos sobre los autótrofos en el sistema. Para lograr un nivel bajo de carbono orgánico en el filtro rociador, se requieren cargas orgánicas bajas en peso de DBO por día y por unidad de volumen. En diversos estudios estas cargas orgánicas fueron menores a 400 kg DBO/día/1000 m<sup>3</sup>. (Parker, 1986).

La carga orgánica sobre el filtro rociador limita la nitrificación debido a que el desprendimiento de sólidos que ocurre a altas cargas orgánicas puede arrastrar consigo a los organismos nitrificantes del sistema (Stenquist, 1974). La conversión eficiente del amoníaco depende de la cinética de la nitrificación y esta es afectada por el tiempo de contacto del agua de desecho en el filtro. Este tiempo de contacto y la eficiencia de remoción disminuye con el aumento de las cargas hidráulicas, por lo tanto el flujo hidráulico debe mantenerse relativamente constante para facilitar la nitrificación.

También se logra mejorar la eficiencia de la nitrificación de 61 a 87% cuando se incrementa el radio de recirculación del filtro de 2.7 a 3.8 y se aumenta el número de ventilaciones utilizando la carga orgánica anteriormente referida (Parker, 1986). Ambas acciones aumentan la concentración de oxígeno

disuelto en la torre del filtro y se beneficia la eficiencia pues se evita la competencia entre bacterias heterótrofas y autótrofas en la película biológica ya que ambas utilizan el oxígeno como nutriente.

Cuando las condiciones anteriores se mantienen en la operación de un filtro rociador, se mantiene en el influente una concentración de nitrógeno amoniacal menor a 25 mg/l y por otra parte el agua residual no contiene inhibidores significativos de la nitrificación, se logran remociones mayores del 90%.

Un factor clave en el filtro rociador es el establecimiento de las bacterias nitrificantes en la película biológica, las cuales crecen generalmente en la superficie del medio de soporte. Por lo que se deben evitar altas concentraciones de carga orgánica para no propiciar el engrasamiento desmedido de la película biológica por el desarrollo de los organismos heterótrofos ya que estos van desplazando a las bacterias nitrificantes que son de lento crecimiento.

Observaciones realizadas en la trayectoria del sustrato a través del filtro rociador han demostrado que la remoción del material orgánico ocurre en la parte más alta del mismo donde predominan los organismos heterótrofos y los autótrofos están ausentes. La nitrificación ocurre en mayor proporción en el

fondo de la torre del filtro en donde la concentración orgánica es baja y la población de bacterias autótrofas se favorece.

#### 4.3 Filtro biológico rotatorio de contacto (Biodisco)

##### 4.3.1 Descripción

En el año de 1900, Weigand, en Alemania, fue el primero en concebir este sistema, describe al reactor como un cilindro consistente de láminas de madera. Sin embargo fue hasta 1960 en Europa y E.U. cuando entra en operación la primera instalación con discos fabricados de poliestireno y el proceso fue llamado "Biodisc". En 1972 se desarrolla un nuevo soporte, construido con placas, corrugadas de polietileno. Esto incrementó el área superficial en el nuevo material. Este nuevo desarrollo se conoce como el proceso "Biosurf". A raíz de este proceso, el uso comercial del reactor biológico rotatorio aumentó en los Estados Unidos y Canadá.

Estos reactores biológicos son cámaras de concreto o fibra de vidrio con ventilaciones que permitan la circulación del aire y están constituidos por módulos horizontales con discos de plástico montados en una flecha horizontal la cual gira lentamente. Un 40% del área superficial del empaque se encuentra sumergida en el agua residual.

Inmediatamente después del arranque del reactor los microorganismos que se encuentran en el agua residual empiezan a adherirse a las caras de los discos y comienzan a multiplicarse formándose así la biopelícula.

Al rotar los discos, fundamentalmente se efectúan 2 tipos de transferencia, cuando están sumergidos en el agua arrastra una película de esta que se fija a la biomasa, y cuando quedan fuera del agua, tomando el oxígeno que circula en el reactor.

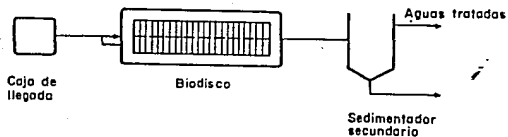


Fig 11 Diagrama de flujo del sistema del biodisco

Fig 11. Diagrama de flujo del sistema Biodisco

#### 4.3.2 Aspectos de la degradación biológica

Los microorganismos consumen el oxígeno disuelto y los materiales orgánicos de la película de agua residual. La biopelícula expuesta al aire también consume materia orgánica y



oxígeno disuelto cuando retorna al agua residual.

El oxígeno disuelto que no es consumido en la película de agua residual que escurre de los discos, se mezcla con los componentes del licor mezclado, lo que mantiene una concentración determinada de oxígeno.

Los esfuerzos cortantes generados al volver a entrar la biopelícula al agua y pasar a través de ella, causan que el exceso de biomasa sea desprendido del medio de soporte y pase a formar parte del licor mezclado.

Este fenómeno mantiene el equilibrio de la población microbiana sobre los discos. El mezclado generado por la rotación de los discos hacen que la biomasa desprendida se mantenga en suspensión y el flujo del agua en tratamiento se encarga de sacarla del sistema para posteriormente ser separada del agua tratada, en un sedimentador (Fig 11).

En este tipo de sistemas el medio de soporte tiene las siguientes funciones:

- Proveer el área superficial para el desarrollo de alto índice de cultivos biológicos
- Asegurar un contacto entre la biopelícula y el agua residual

- Proveer un mecanismo eficiente para el desprendimiento constante del exceso de biomasa.
- Agitar el licor mezclado para mantener los sólidos generados en suspensión y para mezclar adecuadamente cada etapa del tratamiento.

La naturaleza de los microorganismos en este sistema es muy diferente al desarrollado en los filtros rociadores. La bio película del reactor biológico rotatorio es filamentosa y es más apreciable en la etapa inicial.

El mecanismo principal de desprendimiento de la biopelícula en el reactor es en general por el esfuerzo cortante hidráulico.

#### 4.3.3 Nitrificación en el reactor biológico rotatorio

Estudios recientes indican que la concentración de amoníaco en un efluente proveniente de un sistema biológico rotatorio de contacto (Biodisco) de tamaño específico, no es únicamente función de la concentración de amoníaco en el influente sino que también depende de la concentración de  $DBO_5$ , temperatura.

La nitrificación inicial depende de la carga de  $DBO_5$  fomentan el inicio de la nitrificación en el primero o segundo

disco del banco (considerando un sistema constituido por 4 bancos).

Una cantidad de amoníaco se produce durante la degradación de componentes orgánicos nitrogenados del agua residual y la medida de la nitrificación puede ser confusa por la discrepancia entre la desaparición de amoníaco y la producción de iones nitratos.

Particularmente en los primeros discos nitrificantes hay una tendencia a acumular iones nitritos. Cuando la demanda de oxígeno carbonosa se reduce la proporción de iones nitratos se incrementa.

También es común encontrar una reducción neta de nitrógeno del 20% a través del sistema, esto se presenta por la desnitrificación que ocurre en la interfase del disco/biomasa. (Ellis et al., 1976).

Una de las consecuencias al aplicar cargas altas de DBO en el influente, es el desarrollo de heterótrofos sobre la superficie de los discos cubriendo físicamente a los nitrificantes y originando una disminución local de la concentración de oxígeno disuelto.

En algunas unidades de discos rotatorios constituidos de 6

etapas se encontraron que en las primeras 2 etapas de discos predominan los organismos heterótrofos, en la parte media del total de etapas existe una proporción significatne de autótrofos y heterótrofos, las últimas etapas están dominadas por autótrofos.

Lo anterior explica que en los primeros discos se realice una reducción significativa en la  $DBO_5$  y no existe nitrificación.

En la tercera y cuarta etapa de discos la concentración de oxígeno es suficiente para que los autótrofos puedan realizar la nitrificación.

Para evitar condiciones anaerobias sobre los discos se recomienda que la carga de  $DBO_5$  sobre la primera etapa no exceda  $100 \text{ g/ m}^2 \cdot \text{d}$ .

El intervalo en el cual se efectúa la nitrificación es de 10 a  $20^\circ\text{C}$  y su porcentaje se incrementa por un factor de 2.33. (Murphy, 1977). Las bajas temperaturas se presenta una disminución en la nitrificación. Antonie (1976) reporta que températuras menores de  $12.8^\circ\text{C}$  tienden a reducir /la eficiencia de la nitrificación.

En un sistema operando con 2 etapas y una capacidad de flujo de  $30 \text{ m}^3/\text{d}$ , Antonie (1976) observó que una nitrificación com-

pleta se realiza cuando la concentración  $DBO$  es de 12 mg/l. Concluyendo que la nitrificación es función de este parámetro, proponiendo que con valores altos de  $DBO$  los organismos que oxidan el amoníaco no pueden competir con los organismos que oxidan el carbono los cuales son de rápido crecimiento. Cuando la  $DBO$  se aproxima a 30 mg/l los nitrificantes llegan a establecerse en el sistema, y a concentraciones por debajo de 10 mg/l de  $DBO$  pueden ser los organismos que predominen.

Algunos otros factores como son: rapidez del disco e inmersión pueden afectar el proceso de nitrificación, sin embargo solo se presenta en sistemas a escala, restringidos por la construcción geométrica y mecánica.

## 5. METODOLOGIA Y RESULTADOS

### 5.1 Programa de muestreo

El trabajo experimental de este estudio se avocó a la determinación del nitrógeno en sus formas en el filtro rociador ubicado en la planta de tratamiento de C.U. Este sistema fue operado bajo condiciones controladas de gasto y recirculación. Por otra parte con el fin de comparar su eficiencia para remover este nutriente, se cuantificó en los sistemas biológicos que operan en paralelo: Biodisco y Lodos Activados.

Es importante señalar que este tipo de estudios debe incluirse como análisis de rutina en cualquier planta de tratamiento de aguas residuales, cuyos efluentes son destinados al riego de áreas verdes y campos agrícolas. Ya que así se disminuye el riesgo de contaminación en este tipo de agua y se abate el

consumo de cloro utilizado en la desinfección de las mismas.

Se realizaron muestreos en forma manual en días alternos durante los meses de enero a abril de 1988.

Las muestras se tomaron de 8:30 a 9:00 a.m. para procurar con condiciones similares de temperatura y carga orgánica en la de terminación de los parámetros.

Los puntos de muestreo considerados en la torre del filtro ro ciador son:

1. brazo distribuidor (influyente)
2. a 1.30 m de profundidad de empaque
3. a 2.6 m de profundidad de empaque
4. a 4.0 m de profundidad de empaque
5. Caja partidora (efluente).

Los puntos 2, 3 y 4 fueron construidos para tal fin y consisten en perforaciones transversal al lecho empacado, en dichos orificios se adaptaron tubos de PVC, obteniendo las muestras de agua de cada nivel.

En los sistemas de Biodisco y lodos activados se tomaron 2 muestras de cada uno, correspondientes al influente y efluente.

Las muestras correspondientes se analizaban el mismo día para evitar alteraciones al usar la preservación por refrigeración y adición de ácido.

La eficiencia de nitrificación se evalúa en términos del porcentaje de amoníaco removido y se determina por la comparación de concentraciones en el efluente y del influente.

Las determinaciones de nitrógeno amoniacal se realizaron en los cinco puntos del filtro rociador en la dirección del flujo.

Para completar el balance de nitrógeno se examinaron las concentraciones de Nitratos, Nitritos y Nitrógeno Total Kjeldhal en los puntos 1 y 5.

En el sistema de lodos activados y en el biodisco se determinaron los parámetros anteriores en el efluente e influente de cada uno de ellos.

En el siguiente cuadro se presentan las pruebas realizadas durante el periodo de experimentación en los 3 sistemas.



Parámetro	Temperatura	pH	N-amoniacaal	N-orgánico	N-nitritos	N-nitratos
<b>FILTRO ROCIADOR</b>						
Punto 1	X	X	X	X	X	X
Punto 2	X	X	X			
Punto 3	X	X	X			
Punto 4	X	X	X			
Punto 5	X	X	X	X	X	X
<b>BIODISCO</b>						
Influyente	X	X	X	X	X	X
Efluente	X	X	X	X	X	X
<b>LODOS ACTIVADOS</b>						
Influyente	X	X	X	X	X	X
Efluente	X	X	X	X	X	X

Se presenta en la siguiente tabla los gastos aplicados y el porcentaje de recirculación correspondientes a periodo de estudio, así como las pruebas paralelas durante el trabajo experimental (Hidalgo-Arias, 1989).

Gasto (l/s)	Recirculación (%)	Parámetros medidos
8.27	25	DOO <sub>TOTAL</sub> X
10.37	25	X

Los procedimientos que se siguieron para las pruebas son las recomendadas por Standard Methods (1980).

Nitrógeno Amoniacal - Sección 417. Método por Titulación

Nitrógeno Orgánico - Sección 420 A. Método Macro-Kjeldahl.

Nitrógeno de Nitratos - Sección 418. Método de Reducción con Cd.

Puesto que este método evalúa en forma indirecta los nitratos por reducción de estos en nitritos.

Para evaluar los nitritos en la muestra original, se le aplicaron los reactivos indicados con los que se determinaron los nitritos producto de la reducción.

## 5.2 Resultados

Después del tiempo de estudio en el filtro rociador en el cual se aplicaron 2 gastos: 8-3 l/s y 10.8 l/s, manteniendo una recirculación de 25%, se obtuvieron una serie de valores experimentales.

Todos los datos se muestran en las tablas y se analizan en los siguientes párrafos, así como los obtenidos en los sistemas de lodos activados y biodisco.

### 5.2.1 Balance del nitrógeno en el filtro rociador

La variación en la concentración de nitrógeno amoniacal en el influente del filtro rociador se encontró en un intervalo de 16.68 a 4.93 mg/l, de ahí la variación en las eficiencias de remoción que se presentan en el sistema. Observamos una remoción máxima de 58% la cual está por debajo a la eficiencia reportada de 89%. (Stenquist, 1974).

Analizando las concentraciones de  $NO_3^-$  a la entrada y salida del sistema, estas se presentan en una concentración mínima en el efluente e incluso en algunos días su concentración fue nula. Este hecho demuestra que existe muy poca nitrificación o bien que ésta se realiza en forma parcial, ya que en el proceso de nitrificación se incrementa la concentración de nitratos lo cual no está ocurriendo en el filtro rociador. Al contrario, de los  $NO_3^-$ , la concentración de  $NO_2^-$  se incrementó en el efluente, por lo tanto solo está efectuándose la primera etapa de nitrificación ya que no se efectúa la conversión completa de  $NH_3$  y  $NO_3^-$ , o bien que el poco grado de nitrificación es debido a microorganismos heterótrofos capaces de efectuarla (Mitchell, 1974).

En la literatura se reporta que el nitrógeno oxidado aportado por recirculación del efluente y la alta concentración de  $DBO_5$  soluble, pueden penetrar en la biopelícula más allá del

punto de penetración de oxígeno, originando así la desnitrificación proceso que aporta  $NO_2^-$  (Parker, 1986).

Para el nitrógeno total se observa variación en el influente a consecuencia del nitrógeno amoniacal. La eficiencia de remoción más alta es de 81.6%. A continuación se presentan los datos promedio.

Concentración de influente en mg/l	Concentración de efluente en mg/l	Eficiencia %
26.21	18.92	39.34
15.28	7.9	48.72

Observando que se mejora la remoción a concentraciones menores del influente y los valores promedio son ligeramente mayor a los registrados en el nitrógeno amoniacal.

Esto se debe al incremento en la concentración de amoníaco, el cual es causado por la hidrólisis de nitrógeno orgánico con liberación de amoníaco en la torre del filtro, por otra parte la asimilación de nitrógeno por organismos autótrofos y heterótrofos originan la disminución en el nitrógeno nitrificado (Parker, 1986).

En la Tabla 2 se muestran los resultados obtenidos a diferentes profundidades de empaque para observar la remoción de nitrógeno amoniacal.

En algunos días la concentración de nitrógeno amoniacal del influente (punto 1) se ve incrementada y en otros se observa muy poca remoción en dichos puntos, esto demuestra que a lo largo del filtro rociador la concentración inicial se ve modificada lo cual afectará la eficiencia de remoción.

Los datos muestran que las remociones más significativas ocurren en los puntos localizados en la parte profunda del filtro lo cual concuerda a lo reportado en la literatura.

En el estudio realizado sobre la comunidad biológica del filtro (Orta-Moreno-Lugo, 1987) se reporta que en la parte inferior de este, varios de los organismos que predominan (nematodos y larvas de moscas) se alimentan de la película biológica originando la existencia de grandes zonas desprovistas de biopelícula, reduciendo así la población de nitrificantes que generalmente se establecen en esa parte. Este problema aunado a la poca ventilación en la torre y en consecuencia una concentración insuficiente de oxígeno dan origen a las bajas eficiencias de remoción y a que el proceso de nitrificación sea incompleto.

Con respecto a la ventilación en el filtro rociador tenemos que este cuenta con 2 ventanillas que proporcionan un área total de ventilación de  $0.096 \text{ m}^2$  (Hidalgo-Mías, 1989), y según lo expuesto por Metcalf (1979) este filtro requiere un área de ventilación de  $0.02855 \text{ m}^2$ .

De acuerdo a esto la ventilación en el filtro es la adecuada. Sin embargo los resultados que encontramos nos demuestran la falta de ventilación y en publicaciones de la Water Pollution Control Federation (1977) este filtro debería contar con un área de ventilación de  $0.239 \text{ m}^3$ ; por lo que es necesario aumentar 2.5 veces el área existente (Avila-Macedo, 1987).

En el registro diario de temperatura y pH, se obtuvo una temperatura de 18 a  $19^\circ\text{C}$  y el pH varía en un rango pequeño de 7.8 y 8 el cual es similar al reportado en la literatura.

Aunque la temperatura es adecuada para favorecer el proceso de nitrificación, en la bibliografía se reportan temperaturas de 23 a  $30^\circ\text{C}$  obteniendo eficiencias de remoción mayores al 80%.

En la Tabla 3 se presentan los datos correspondientes a las concentraciones de N-amoniaco ordenadas en forma decreciente, y las remociones alcanzadas.

A continuación se muestran los valores promedio obtenidos de dicha tabla

Intervalo de concentración de N-amoniaco en mg/l	Eficiencia promedio, %
16.6 - 13	18.0
12.8 - 9.5	29.0
8.4 - 4.9	43.82

La concentración de  $N-NH_3$  en el influente determina directamente la eficiencia de remoción ya que en el intervalo de menor concentración se obtiene una eficiencia de remoción mayor. De acuerdo a los valores obtenidos el proceso de nitrificación es efectivo solo a concentraciones bajas de  $N-NH_3$  en el influente del filtro.

Los estudios realizados a nivel piloto manejan concentraciones de 14 a 17.5 mg/l de N-amoniaco y este parámetro es establecido para asegurar una buena nitrificación. Debido a la variación diaria en el influente recibido en la planta de tratamiento, este parámetro estará siempre sujeto a variaciones amplias como las registradas en este estudio.

La concentración de materia orgánica también está sujeta a variación sin embargo esta no ejerció ningún efecto sobre la re

moción de N-amoniaco de acuerdo a los valores promedios que a continuación se presentan.

DQO total en el influente mg/l	N-NH <sub>3</sub> en el influente mg/l	N-NH <sub>3</sub> en el efluente mg/l	Eficiencia de remoción %
216	14.6	12	18
233	10.7	7.6	29
230	6.5	3.5	43.5

#### 5.2.2 Balance del nitrógeno en el Biodisco

En el sistema del biodisco observamos una variación en la concentración de nitrógeno amoniaco del influente que va de 17.89 a 4.03 mg/l, dicho intervalo es similar al registrado en el filtro rociador. No obstante en el efluente del biodisco se registraron concentraciones menores y en algunos días la oxidación del amoniaco fue completa.

De acuerdo a diversos estudios referidos en la literatura, el sistema de biodisco es una alternativa factible para el proceso de nitrificación ya que es capaz de mantener la concentración de N-amoniaco del efluente, en un nivel bajo (menor a 1.0 mg/l) (Marsh, 1981) aún cuando la concentración de N-amoniaco del influente varíe.



Durante la experimentación el 17% de los datos correspondieron a la máxima eficiencia de remoción registrada fue del 100% y la mínima de 65.6%. En la literatura se reportan eficiencias de remoción de 60% a 99.8%. En este estudio la eficiencia media corresponde al 93.9%. Con respecto a la *N*-amoniaca en el efluente, en la Tabla 4 observamos algunos valores mayores a 1 mg/l, sin embargo la mayoría son menores a este valor, esto cumple con lo reportado en la literatura.

Observando el incremento de nitratos en el efluente y la disminución de la concentración de nitritos, el proceso de nitrificación se efectúa en forma eficiente, y la concentración de nitritos en el efluente es menor a 1 mg/l, esta es concordante a lo reportado en la literatura en donde se establece que después de la oxidación de *N*-nitritos a *N*-nitratos la concentración promedio de *N*-nitritos en el efluente llega a ser menor a 1 mg/l. (Cecil Lue-Hing et al., 1976).

En la Tabla 5 se muestra el ordenamiento de concentraciones de *N*-amoniaca y *NTK* del influente.

En dicha tabla observamos que conforme disminuye la concentración se obtienen mayores eficiencias de remoción.

Marsh (1981) refiere que la concentración de amoníaco en el efluente no depende sólo de la carga hidráulica y la tempera-

ESTA TESIS NO DEBE  
SALIR DE LA BIBLIOTECA

tura, sino además de la concentración de amoniaco en el influente. Esto se observa claramente en los valores promedio obtenidos.

Influente N-amoniacal mg/l	Efluente N-amoniacal mg/l	Eficiencia de remoción %	Influente NTK mg/l	Efluente NTK mg/l	Eficiencia de remoción %
12.14	1.82	86.3	16.18	2.28	86.32
7.04	0.48	93.1	10.54	1.16	89.11
4.03	0.25	94.81			

### 5.2.3 Balance de nitrógeno en el sistema de lodos activados

En el sistema de lodos activados se observaron altas eficiencias de remoción para el N-amoniacal, y las concentraciones en el efluente disminuyeron notablemente.

En algunos días de la experimentación se registro una eficiencia de remoción del 100%, correspondiendo al 21% de los datos. Poduska (1975) reporta eficiencias de remoción de 90.4%, 96.4% y 100%, las cuales se obtuvieron al incrementar el tiempo de retención hidráulica. En este estudio se obtuvieron eficiencias de remoción promedio de 92% y 96%.

Con base a las concentraciones de nitratos y nitritos en es-

te sistema se concluye que se efectúa el proceso de nitrificación, esto se basa en el aumento de la concentración de nitratos en el efluente y la consecuente disminución de nitritos.

La oxidación de nitritos a nitratos por la especie nitrobacter normalmente ocurre mucho más rápido, por lo tanto la concentración de nitritos remanentes es menor a 1 mg/l (Randal, 1984).

En la Tabla 6 se observa una concentración máxima del efluente de 0.33 mg/l. La baja concentración de nitritos es una ventaja ya que a valores bajos de pH es tóxico.

Por otra parte la concentración de nitrógeno total en el influente es mayor a la del nitrógeno amoniacal, sin embargo observamos remociones similares lo cual concuerda a lo reportado (Poduska, 1975). En este punto se señala que para incrementar la eficiencia en el NTK, se modifica por ejemplo el tiempo de retención.

En la Tabla 7 se presentan los valores de concentración obtenidos, ordenados en forma decreciente, existiendo menor variación en las concentraciones del influente y las eficiencias de remoción registradas no son menores del 90%.

A continuación se enlistan los valores promedio

Influente N-amoniacal mg/l	Efluente N-amoniacal mg/l	Eficiencia de remoción %	Influente NIK mg/l	Efluente NIK mg/l	Eficiencia de remoción mg/l
12.10	0.94	92.55	28.55	3.29	88.6
7.45	0.2	96.91	17.21	1.96	90.46

Observamos que la eficiencia de remoción se favorece cuando la concentración en el influente es menor.

Para el sistema de lodos activados y biodisco se encontró una concentración similar de N-amoniacal en el influente y la mejor remoción se obtiene en el sistema de lodos activados como se muestra en el siguiente cuadro de valores.

#### LODOS ACTIVADOS

Influente N-amoniacal mg/l	Efluente N-amoniacal mg/l	Eficiencia de remoción %
12.10	0.94	42.55
7.45	0.2	96.91

#### BIODISCO

12.14	1.82	86.3
7.04	0.48	93.1

Es importante señalar que la inhibición de la nitrificación generalmente no se presenta en sistemas de tratamiento de

aguas residuales domésticas, a excepción a la encontrada en el filtro rociador por aportación de nitritos del proceso de desnitrificación, ya que la concentración de nitritos generalmente es menor a 20 mg/l y el pH está cercano a la neutralidad. Los datos presentados en las tablas muestran dichas condiciones en los 3 sistemas estudiados.

En el caso de tratamiento de aguas residuales industriales la inhibición por nitritos debe ser considerada.

## 6. CONCLUSIONES

El proceso de nitrificación no se efectúa en toda la torre del filtro rociador. Solo existe nitrificación en la parte profunda del filtro sin embargo no llega ser suficiente debido a la existencia de zonas desprovistas de biopelícula.

A fin de mejorar la eficiencia de remoción de nitrógeno amoniacal se deben evitar factores adversos y proporcionar las condiciones necesarias para beneficiar el proceso de nitrificación. Ya que el filtro en estudio es de una sola etapa y su operación es continua, se puede modificar el proceso aumentando otra etapa al sistema o hacer intermitente la operación del proceso.

Para asegurar una cantidad suficiente de oxígeno en la torre del filtro se debe incrementar el número de ventanillas o en

su defecto proporcionar un soplador mecánico.

Debido a las características del filtro y a la falta de penetración de oxígeno y sustrato a la biomasa cercana al soporte. Los organismos heterótrofos se desarrollan en mayor proporción a los nitrificantes estableciéndose una competencia por el sustrato entre ambos microorganismos resultando más capaces los heterótrofos de ahí las bajas eficiencias de remoción de nitrógeno.

En los sistemas de lodos activados y biodisco el proceso de nitrificación se efectúa en forma eficiente ya que la concentración de oxígeno es adecuada en ambos sistemas, se observaron mejores condiciones en el sistema de lodos activados por las altas eficiencias obtenidas.

Por otra parte en el filtro rociador prácticamente no existe un tiempo de retención hidráulico, y en los otros dos sistemas este parámetro está definido.

Por lo tanto en el filtro rociador no tendremos eficiencias de remoción tan altas, pero si llegar a mejorarlas, de modo que correspondan a las de un filtro rociador de una sola etapa de acuerdo a la literatura.

## 7. REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFIA

Aleem, M.I. (1970). Ann. Review Plant Physiol. 121, 67-90.

Alleman, J. e Irvine Robert. (1980). "Nitrification in the sequenching batch biological reactor". Journal WPCF. Vol. 52(11) 2747-2754.

Anthonsen, A.; Loehr, R. y Prakasam, T. (1976) "Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid". Journal WPCF, Vol. 48(5) 835-852.

Antonie, R. (1976). Fixed Biological Surfaces Wastewater Treatment. C.R.C., Florida.

APHA-AWWA, WPCF (1980) "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". 15th edition. American Public



Health Association. Washington, D.C.

Avila, L. y Macedo, L. (1987) "Obtención de las constantes cinéticas y el gasto óptimo bajo condiciones de operación controladas". Tesis para obtener el título de Ingeniero Químico, Facultad de Química, UNAM.

Benefield, L. y Randall, C. (1980), "Biological Process Design for Wastewater Treatment, Prentice-Hall, Englewood Cliffs New Jersey.

Brezonik, P. (1972) "In nutrients in Natural Wasters". Eds. H.E. Allen and J.R. Kramer, Wiley New York.

Cecil, Lue-Hing, Obayashi, A. et al. (1976) "Biological nitrification of sludge supernatant by rotating disks". Journal WPCF. Vol. 48 (1) 25-45.

Cheng-Nan Weng y Molof, A. (1974). "Nitrification in the biological fixed-film rotating disk system". Journal, WPCF, Vol. 46 (7) 1674-1685.

Departamento de Sanidad del Edo. de N.Y. (1980) "Manual de tratamiento de aguas negras". Ed. Limusa, México.

Deppe, K. y Engel, H. (1960). Untersuchungen über die Temperaturabhängigkeit der Nitratbildung durch Nitrobacter Winogradski Buch, berunge hem-inten und gehemnten wazchstum". Zentrolbl. Bakteriolog., Parasitkdep. Abt. II, 113, 561.

Eckenfelder, W. Jr. y D'Connor, D. (1961) "Biological Waste Treatment". Ed. Pergamon Press Inc. New York.

Environmental Protection Agency (EPA), (1975). "Process Design Manual of Nitrogen Control". U.S.E.P.A., Washington, D.C.

Fair, G.M. y Geyer, J. Ch. (1976). Purificación de aguas y tratamiento de aguas residuales. Vol. II, Ed. Limusa, México.

Ford D.; Churchwell, R. y Kachtick, W. (1980) "Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing Wastewater. Journal, W.P.C.F., Vol. 52(11) 2726-2745.

Hidalgo, M.G. y Arias J. (1989) "Modificaciones a la operación del biofiltro percolador de la planta de tratamiento de aguas residuales, C.U., Tesis para obtener el título de Ingeniero Químico, Facultad de Química, UNAM.

Marsh, D., Benefield, L. et.al., (1981) "Coupled trickling filter-rotating biological contactor nitrification process. Journal WPCF, Vol. 53(10) 1469-1480.

Metcalf and Eddy (1979) "Wastewater Engineering: Treatment Disposal Reuse". Mc Graw-Hill Co., N.Y.

Mitchell, R. (1974) "Introduction to environmental microbiology". Prentice Hall, U.S.A.

Murphy, K.L., Sutton, P.M., Wilson, W. and Jank, B.E. (1977), "nitrogen control: design considerations for supported growth systems". Journal, WPCF, Vol. 49, 549-557.

Orta, M.T., Moreno, G. y Lugo, A. (1987) "Comportamiento espacial y temporal de la comunidad biológica con respecto a la variación de la carga hidráulica". Informe II, Proyecto 6315, Instituto de Ingeniería, UNAM.

Painter, A. (1970) "A review of Literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganism". Wat. Res. Vol. 4(6) 393-450.

Painter, A. (1977) "Microbial transformations of inorganic nitrogen". Prog. Wat. Technol. 8, 3-29.

Parker, D. y Tyler, R. (1986) "Nitrification in Trickling filter". Journal WPCF, Vol. 58 (9) 896-902.

Poduska, R.A. y Andrews, J.F. "Dinamics of nitrification in the activated sludge process". Journal WPCF, Vol. 47 (11) 2599-2619.

Poon, Calvin, P.C.; Chin, H.K.; Smith, E.D. Mikucki, W.J., "Upgrading with rotating biological contactors for ammonia nitrogen removal". Journal, WPCF. Vol. 53(7) 1158-1165.

Randall, C. y Buth, D. (1984) "Nitrite build-up in activated sludge resulting from temperature effects". Journal WPCF, Vol. 56 (9) 1039-1044.

Sawyer, C. (1960) "Chemistry for sanitary Engineers". Mc Graw-Hill, N.Y.

Shamnas, N. Kh. (1986) "Interactions of temperature, pH, and biomass on the nitrification process". Journal WPCF. Vol. 58(1) 52-59.

Stenquist, R.; Parker, D. y Dosh, T. (1974) "Carbon oxidation-nitrification in synthetic media trickling filter". Journal, WPCF. Vol. 46(10) 2327-2339.

WPCF-ASCE (1977). Wastewater treatment Plant Design. Lancos  
ter Press. U.S.A.

**ANEXO 1****RESULTADOS EXPERIMENTALES.**

TABLA 1. CONCENTRACIONES DE LAS DIFERENTES FORMAS DEL NITROGENO ENCONTRADAS EN LA ENTRADA Y SALIDA DEL FILTRO ROCIADOR

FECHA	Influyente N-nitrosos mg/l	Efluente N-nitritos mg/l	Influyente N-nitratos mg/l	Efluente N-nitratos mg/l	Influyente NTK mg/l	Efluente NTK mg/l	Eficiencia de remoción %
25-enero-88	0.29	0.54	0.25	0.19	12.99	11.74	9.62
27-enero-88	0.17	0.57	0.04	0.0	14.33	8.37	39.06
29-enero-88	0.15	0.62	0.32	0.21	20.60	8.84	57.06
01-feb-88	0.29	0.62	0.21	0.32	16.46	12.54	23.80
03-feb-88	0.31	0.53	0.15	0.11	22.17	16.68	24.74
08-feb-88	0.39	0.70	0.15	0.13	14.33	5.71	60.15
10-feb-88	0.21	0.66	0.30	0.06	16.46	9.07	44.89
12-feb-88	0.30	0.59	0.30	0.17	12.32	6.16	50.0
15-feb-88	0.31	0.63	0.27	0.12	12.20	4.81	60.55
26-feb-88	0.34	0.68	0.09	0.05	25.64	4.70	81.65
29-feb-88	0.37	0.71	0.05	0.02	26.76	17.24	35.52
02-mar-88	0.43	0.86	0.03	0.0	25.64	17.36	32.31
04-mar-88	0.50	0.93	0.05	0.07	28.22	18.58	34.16
07-mar-88	0.43	1.08	0.02	0.46	19.64	9.40	52.19
22-mar-88	0.27	0.69	0.35	0.12	26.18	16.46	59.02
24-mar-88	0.33	0.85	0.31	0.0	27.40	17.13	37.47
28-mar-88	0.25	0.72	0.25	0.32	17.66	14.78	16.30
30-mar-88	0.17	0.78	0.33	0.20	18.92	9.40	50.29
08-abril-88	0.24	0.82	0.27	0.0	9.94	5.26	46.25
11-abril-88	0.14	0.75	0.22	0.0	26.85	13.88	48.30
13-abril-88	0.24	0.56	0.26	0.14	23.17	14.11	39.10
15-abril-88	0.33	0.55	0.13	0.08	19.36	12.65	35.17
18-abril-88	0.57	0.53			27.44	14.11	48.57

TABLA 2. VARIACION EN LA CONCENTRACION DE N-AMONIACAL A DIFERENTES PROFUNDIDADES DE EMPAQUE EN EL FILTRO ROCIADOR.

FECHA	PUNTO 1 N-amoniaca mg/l	PUNTO 2 N-amoniaca mg/l	PUNTO 3 N-amoniaca mg/l	PUNTO 4 N-amoniaca mg/l	PUNTO 5 N-amoniaca mg/l	Eficiencia de remoción %
25-01-88	13.88	12.88	13.44	12.09	11.42	17.41
27-01-88	12.88	7.61	10.30	7.05	5.82	54.81
29-01-88	9.85	8.73	8.28	5.93	5.93	39.79
01-02-88	12.65	11.87	10.75	9.96	8.96	29.16
03-02-88	13.21	12.54	12.99	11.76	11.64	11.58
08-02-88	8.4	7.05	6.49	4.2	3.47	58.3
10-02-88	7.84	7.16	7.06	5.12	6.27	27.16
12-02-88	5.37	5.85	5.1	4.11	3.44	35.38
15-02-88	5.9	5.15	5.15	3.36	2.46	58.3
26-02-88	15.12	13.21	15.0	13.44	12.88	14.81
29-02-88	12.9	13.55	13.66	11.42	10.97	15.5
02-03-88	15.12	14.0	13.77	11.87	12.76	15.5
04-03-88	16.68	16.24	14.56	14.56	14.22	14.74
07-03-88	10.52	9.29	7.84	7.16	6.72	36.12
22-03-88	13.77	13.55	12.1	11.76	10.75	21.9
24-03-88	15.56	15.0	12.99	12.32	11.53	25.89
28-03-88	10.08	9.18	8.84	6.16	5.82	42.76
30-03-88	8.17	8.9	7.8	7.95	5.82	29.76
08-03-88	4.92	4.48	4.03	3.8	2.35	52.27
11-03-88	10.96	9.85	8.9	8.7	8.5	22.44
13-03-88	9.52	9.4	9.18	9.0	8.96	5.88
15-03-88	9.96	9.6	9.5	8.5	8.2	17.67
18-03-88	16.24	12.8	10.97	10.08	9.07	44.15



TABLA 3. CONCENTRACIONES DE NITROGENO ORDENADAS EN FORMA DECRECIENTE Y LA REMOCION PROMEDIO EN EL FILTRO ROCIADOR.

	Influyente DQO mg/l	Influyente DBU mg/l	Influyente N-amoniaca mg/l	Efluente N-amoniaca mg/l	Eficiencia de remoci3n %	Influyente NTK mg/l	Efluente NTK mg/l	Eficiencia de remoci3n %
	237	42	16.68	14.22	14.77	28.22	18.58	34.16
	257	186	15.56	11.53	25.89	27.44	14.11	48.57
	182	102	15.12	12.88	14.81	27.4	17.13	37.47
	247	138	15.12	12.76	15.5	26.85	13.88	48.3
	208	78	13.88	11.42	17.72	26.76	17.24	35.52
	145	114	13.77	10.75	21.9	25.64	17.36	32.31
	238	144	12.99	10.97	15.5	23.17	14.11	39.10
Promedio	216.2	114.8	14.6	12.0	18.0	26.49	16.05	39.34
	195	108	12.65	8.96	29.16	19.68	9.4	52.19
	242	162	10.96	8.5	22.44	19.36	12.65	35.17
	233	42	10.52	6.72	36.12	18.92	9.40	50.29
	286	204	9.96	8.2	17.67	16.46	9.07	44.89
	222	108	9.85	5.93	39.79	14.33	8.73	39.20
Promedio	235.6	125.6	10.70	7.67	29.0	14.33	5.71	60.15
	216	72	8.40	3.47	58.3	12.32	6.16	50.0
	234	102	8.17	5.82	29.76	12.20	4.81	60.55
	235	138	5.90	2.46	58.3	9.94	5.26	46.25
	277	144	5.37	3.47	35.38	Prom 15.28	7.91	48.74
	185	120	4.92	2.35	52.27			
Promedio	225.4	115.2	6.50	3.50	43.52			

TABLA 4. CONCENTRACIONES DE LAS DIFERENTES FORMAS DE NITROGENO A LA ENTRADA Y SALIDA DEL BIODISCO.

FECHA	Influyente N-amoniaco mg/l	Efluyente N-amoniaco mg/l	Eficiencia de remoción %	Influyente N-NO <sub>2</sub>	Efluyente N-NO <sub>2</sub>	Influyente N-NO <sub>3</sub>	Efluyente N-NO <sub>3</sub>	Influyente NKT mg/l	Efluyente NKT mg/l	Eficiencia de remoción %
25-enero-88	17.89	5.15	71.21	0.25	0.08	0.15	0.91	30.68	9.52	68.97
27-enero-88	7.28	0.28	96.15	0.23	0.04	0.22	0.65	12.32	1.4	40.90
29-enero-88	7.28	0.14	98.0	0.15	0.07	0.30	0.59	15.0	2.38	85.07
01-feb-88	10.41	0.70	93.2	0.22	0.06	0.25	0.71	20.04	1.59	92.06
03-feb-88	7.84	0.98	87.5	0.19	0.06	0.22	0.73	8.96	6.49	27.50
08-feb-88	10.75	3.68	65.61	0.52	0.08	0.11	0.96	21.84	7.72	64.65
10-feb-88	3.92	0.14	97.44	0.17	0.03	0.44	0.90	9.96	1.14	88.58
12-feb-88	3.36	0.0	100.0	0.17	0.02	0.55	0.94	8.06	1.0	87.5
15-feb-88	3.80	0.0	100.0	0.24	0.17	0.19	0.74	9.52	1.12	88.23
26-feb-88	10.30	0.44	95.72	0.31	0.09	0.08	0.80	9.29	0.44	95.20
29-feb-88	9.52	0.0	100.0	0.25	0.09	0.01	0.71	19.23	2.35	88.50
02-marzo-88	10.52	1.8	94.72	0.29	0.10	0.08	0.80	22.28	2.46	70.07
04-marzo-88	12.99	1.23	90.51	0.25	0.16	0.17	0.68	23.10	3.10	86.52
07-marzo-88	7.28	0.47	93.5	0.26	0.07	0.23	1.0	16.24	1.5	50.79
22-marzo-88	8.62	0.0	91.2	0.19	0.06	0.37	0.33	16.90	1.68	90.06
24-marzo-88	10.75	1.68	84.37	0.18	0.15	0.40	1.30	19.82	3.92	90.22
28-marzo-88	5.71	0.42	92.60	0.18	0.07	0.70	0.38	9.52	3.08	67.6
30-marzo-88	4.14	0.98	76.0	0.14	0.07	0.39	0.96	12.09	2.46	74.45
08-abril-88	4.48	0.42	93.45	0.17	0.05	0.16	0.57	9.63	2.46	74.45
11-abril-88	7.84	0.0	100.0	0.23	0.07	0.13	0.53	16.8	2.46	85.35
13-abril-88	4.48	0.0	100.0	0.17	0.05	0.42	0.76	10.86	2.01	81.44
15-abril-88	5.93	0.42	92.29	0.35	0.06	0.14	0.61	15.86	2.32	85.08
18-abril-88	6.38	0.44	92.98	0.14	0.06	0.07	0.47	14.12	1.90	86.50

TABLA 5. CONCENTRACIONES DE NITROGENO ORDENADAS EN FORMA DECRECIENTE Y REMOCION PROMEDIO DEL BIODISCO.

Influyente N-amoniaca mg/l	Efluente N-amoniaca mg/l	Eficiencia de remoción %	Influyente NKT mg/l	Efluente NTK mg/l	Eficiencia de remoción %
17.89	5.15	71.21	22.23	2.46	70.07
12.99	1.23	90.51	20.04	1.59	92.06
10.75	1.68	84.37	19.93	2.35	88.20
10.52	1.80	82.80	19.82	3.92	90.22
10.41	0.70	93.20	16.9	1.68	90.06
10.30	0.40	95.72	16.8	2.46	85.30
			16.24	1.5	90.79
12.14	1.82	86.3	15.56	2.32	85.08
			15.0	2.30	85.07
8.62	0.72	91.2			
7.84	0.98	87.5			
7.28	0.47	93.5	16.18	2.28	86.32
7.28	0.28	96.15	14.12	1.90	86.5
7.28	0.14	98.0	12.32	1.40	88.6
6.38	0.44	92.98	9.96	1.14	88.58
5.93	0.42	92.29	9.52	1.12	88.23
5.71	0.42	92.6	9.29	0.44	95.26
			8.06	1.0	87.5
7.04	0.48	93.1			
			10.54	1.16	89.11
4.48	0.42	93.45			
4.48	0.0	100.0			
4.14	0.98	76.0			
3.92	0.15	97.44			
3.8	0.0	100.0			
3.36	0.0	100.0			
4.03	0.25	94.81			

TABLA 6. CONCENTRACIONES DE LAS DIFERENTES FORMAS DE NITROGENO A LA ENTRADA Y SALIDA DE LODOS ACTIVADOS

	Influyente N-amoniaca mg/l	Efluente N-amoniaca mg/l	Eficiencia de remoción %	Influyente N-nitrosos mg/l	Efluente N-nitrosos mg/l	Influyente N-nitrosos mg/l	Efluente N-nitrosos mg/l	Influyente NTK mg/l	Efluente NTK mg/l	Eficiencia de remoción %
25-enero-88	6.83	6.4	4.91	0.13	0.08	0.25	0.85	65.4	59.69	8.72
27-enero-88	13.55	2.24	83.47	0.15	0.06	0.16	0.72	29.68	5.24	82.31
29-enero-88	10.41	1.0	89.40	0.10	0.03	0.30	0.97	25.31	1.08	96.01
01-feb-88	13.66	0.9	93.41	0.13	0.08	0.21	0.77	29.23	0.78	97.31
03-feb-88	10.64	0.3	97.18	0.14	0.19	0.26	1.01	32.92	10.08	69.38
08-feb-88	11.98	0.7	94.10	0.16	0.05	0.13	0.98	29.79	1.08	96.61
10-feb-88	8.5	0.0	100.0	0.12	0.33	0.31	0.69	25.30	0.78	96.90
12-feb-88	8.17	0.0	100.0	0.09	0.11	0.37	0.96	19.26	0.67	96.51
15-feb-88	7.16	0.0	100.0	0.17	0.10	0.04	0.45	18.92	1.12	94.08
26-feb-88	13.21	3.02	77.13	0.19	0.25	0.18	0.55	28.11	4.70	83.26
29-feb-88	10.86	0.56	94.84	0.16	0.12	0.19	0.84	26.81	2.46	90.61
02-marzo-88	11.98	1.12	90.65	0.17	0.27	0.22	0.89	29.23	3.24	88.88
04-marzo-88	16.12	2.24	86.17	0.23	0.32	0.19	0.44	24.90	2.65	89.35
07-marzo-88	9.85	0.28	97.15	0.14	0.07	1.17	0.48	17.92	1.12	93.75
22-marzo-88	11.20	1.7	93.75	0.15	0.06	0.45	1.22	26.76	1.56	94.14
24-marzo-88	10.30	1.1	89.32	0.15	0.14	0.48	1.19	24.75	1.45	94.11
28-marzo-88	5.26	0.3	94.24	0.08	0.05	0.40	0.54	11.42	1.79	84.31
30-marzo-88	6.94	0.0	100.0	0.08	0.05	0.37	0.78	17.36	2.12	87.74
08-abril-88	5.37	0.0	100.0	0.05	0.02	0.17	0.54	12.42	1.79	85.55
11-abril-88	9.96	1.08	83.13	0.13	0.05	0.23	0.64	34.81	1.34	96.13
13-abril-88	6.72	0.5	92.55	0.10	0.04	0.39	0.85	17.24	1.56	90.90
15-abril-88	7.50	1.5	85.33	0.14	0.05	0.26	0.68	20.94	1.56	92.51
18-abril-88	6.60	0.5	92.42	0.11	0.06	0.18	1.52	17.35	1.79	89.67

TABLA 7. CONCENTRACIONES DE NITROGENO ORDENADAS EN FORMA DECRECIENTE Y REMOCION PROMEDIO EN LODOS ACTIVADOS.

Influente N-amoniacoal mg/l	Efluente N-amoniacoal mg/l	Eficiencia de remoción %	Influente NTK mg/l	Efluente NTK mg/l	Eficiencia de remoción %
16.12	2.24	86.17	34.81	1.34	96.13
13.66	0.90	93.41	32.92	10.38	88.48
11.98	1.12	90.65	29.23	3.22	88.11
11.98	0.70	94.10	29.79	1.70	94.29
11.20	0.70	93.75	29.68	5.24	82.34
10.86	0.56	94.84	29.23	1.68	94.25
10.64	0.30	97.18	28.11	4.70	83.27
10.41	1.0	90.3	26.81	2.96	88.95
			26.76	2.26	91.55
12.10	0.94	92.55	25.31	2.0	92.06
			25.30	1.48	94.15
9.96	0.0	100.0	24.75	2.55	89.69
9.85	0.28	97.15			
8.50	0.0	100.0	28.55	3.29	88.60
7.16	0.0	100.0			
6.94	0.5	95.79	19.26	0.67	96.52
6.72	0.5	92.55	18.92	1.12	94.08
6.60	0.5	92.42	17.92	1.40	92.12
5.37	0.0	100.0	17.36	2.12	87.78
5.26	0.3	94.24	17.35	1.79	89.08
			17.24	2.06	88.05
7.45	0.2	96.91	12.42	1.79	85.59
			17.21	1.56	90.46