

# UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS PROFESIONALES  
ZARAGOZA



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

CARACTERIZACION DEL SISTEMA DE BIOFILTRACION DE AGUA MARINA  
PARA PRODUCCION DE POST-LARVAS DE CAMARON *Penaeus* sp  
EN EL CINVESTAV-MERIDA, YUCATAN, MEXICO.

T E S I S  
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE  
LICENCIADO EN BIOLOGIA  
P R E S E N T A  
CARLOS RAFAEL ROJAS GARCIA



## **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

	Paginas
1. Introducción. ....	1
2. Generalidades. ....	4
2.1. Nitrificación en sistemas de recirculación. ....	4
2.2. Filtración biológica. ....	6
2.3. Toxicidad de compuestos nitrogenados en crustáceos. ....	9
2.3.1. Toxicidad de amonio. ....	9
2.3.2. Toxicidad de nitrito. ....	11
2.3.3. Toxicidad de nitrato. ....	11
2.4. Contactores biológicos rotatorios. ....	12
2.4.1. El uso de RBC's en la acuicultura. ....	15
3. Objetivos. ....	17
4. Material y métodos. ....	18
4.1. Descripción del sistema de recirculación y laboratorio de producción de post-larvas de camarón. ....	18
4.1.1. Cisterna elevada de almacenamiento. ....	18
4.1.2. Cisterna de tratamiento. ....	18
4.1.3. Estación de bombeo I. ....	20
4.1.4. Filtro mecánico. ....	20
4.1.5. Tanque alimentador del laboratorio. ....	20
4.1.6. Filtro de luz ultravioleta. ....	21
4.1.7. Laboratorio de cultivo larvario. ....	21
4.1.8. Cisterna de drenaje. ....	21
4.1.9. Estación de bombeo II. ....	22
4.2. Construcción del biofiltro. ....	22
4.3. Activación del biofiltro. ....	24
4.4. Medición de parámetros físico-químicos del agua. ....	25
4.5. Análisis y expresión de resultados. ....	26
5. Resultados. ....	27
5.1. Calidad del agua en el sistema. ....	27
5.2. Parámetros de operación y eficiencia del biofiltro en el sistema de recirculación. ....	33
6. Discusión. ....	34
7. Conclusiones. ....	44
8. Bibliografía. ....	47

LISTA DE TABLAS Y FIGURAS.

	Paginas
Tabla 1. Requerimientos de calidad de agua, producciones típicas en tanques y valores aceptables de descarga.	3
Tabla 2. Descripción de sistemas de tratamiento de aguas de desechos domésticos con RBC's.	14
Tabla 3. Sistemas de recirculación en acuicultura de algunas especies de camarones dulce-acuícolas y marinos.	16
Tabla 4. Características del RBC experimental.	24
Tabla 5. Suplementaciones adicionales de $NH_4Cl$ .	25
Tabla 6. Calidad del agua en el sistema de recirculación durante la activación del RBC experimental.	33
Tabla 7. Parámetros de operación del sistema de recirculación y eficiencia del RBC experimental.	34
Tabla 8. Producción teórica de amonio, eliminación por filtración RBC y requerimientos estimados de sustrato.	43
Figura 1. Laboratorio de producción de post-larvas <i>Penaeus sp.</i> con sistema de biofiltración.	19
Figura 2. Sistema de biofiltración RBC experimental.	23
Figura 3. Calidad del agua en el sistema de recirculación durante la activación del RBC experimental: Temperatura y oxígeno.	28
Figura 4. Calidad del agua en el sistema de recirculación durante la activación del RBC experimental: pH y alcalinidad total.	29
Figura 5. Curva de nitrificación.	30
Figura 6. Nitrato.	32

## RESUMEN

Se construyó un Contactor Biológico Rotatorio (RBC) experimental con materiales no convencionales (estructura de madera de pino y material filtrante de costales de nylon tipo agrícola), para filtración biológica de un laboratorio de producción de post-larvas de camarón *Penaeus sp.*, con sistema de recirculación de agua marina, en Mérida, Yucatán. El área de filtración del RBC experimental fue de 15.70 m<sup>2</sup> y la carga hidráulica sobre el biofiltro de 11 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/día, la rotación del biofiltro dentro de la cisterna de tratamiento se logró por medio de la fuerza hidráulica ejercida por el agua afluyente sobre las caras longitudinales del biofiltro, la rotación varió entre 0.24 y 0.85 RPM. Para activar la nitrificación en el biofiltro (acondicionamiento), se aplicó una dosis inicial de 300g de NH<sub>4</sub>Cl, equivalente a 132.036 µM NH<sub>4</sub>-N/L. Con base en el análisis del comportamiento de las principales formas de nitrógeno inorgánico involucradas en el proceso de nitrificación, se pudo establecer que la primera etapa del proceso, que consiste en la oxidación del amonio-N a nitrito-N, quedó aparentemente establecida después de 20 días de la aplicación del NH<sub>4</sub>Cl. La nitrificación completa (oxidación de todo el amonio-N que ingresó al sistema hasta nitrato-N) se logró al parecer a los 43 días. La eficiencia de nitrificación del RBC experimental fue de 1.791 g NH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>.día. A partir de valores teóricos de producción de amonio-N en el sistema de recirculación para producción de post-larvas de camarón, fue posible estimar que la superficie filtrante actual del RBC experimental no es suficiente para eliminar el amonio producido por las actividades de alimentación y excreción de los organismos en el sistema. Por lo que, se deben añadir al menos 5.72 m<sup>2</sup> de nuevo material filtrante al biofiltro, para lograr la eliminación completa del amonio producido en el sistema y mantener la concentración de éste compuesto potencialmente tóxico dentro de niveles adecuados para la producción de post-larvas de camarón.

## 1. INTRODUCCION

La acuicultura se puede definir como el cultivo de organismos acuáticos para alimento humano, decoración o propósitos de investigación, bajo condiciones controladas o semi-controladas. En su sentido más general, la acuicultura implica concentrar organismos acuáticos en espacios limitados de área y volumen, con el objeto de incrementar su producción (Stickney, 1979).

En condiciones adecuadas, la densidad animal por unidad de volumen de agua bajo estrategias de cultivo, excede por mucho a las encontradas en el medio natural. Conforme la densidad animal se incrementa, ocurre una necesidad concomitante de incrementar la entrada de energía al sistema de cultivo para soportar la biomasa que se maneja.

Dependiendo del abastecimiento de agua, el proceso conlleva, casi siempre, un deterioro de la calidad del medio de cultivo en términos de abatimiento del oxígeno disuelto, incrementos en los niveles de metabolitos tóxicos como el amonio, modificación del pH, demanda bioquímica de oxígeno y acumulación de materia orgánica particulada, factores todos ellos producto del metabolismo alimenticio de los organismos. En este sentido, conforme la intensidad del cultivo se incrementa, también tienden a incrementarse los problemas asociados con el hacinamiento de los

organismos, como, la competencia por alimento y en ciertos casos el canibalismo (Liao et al., 1974; Stickney, 1979).

Con base en el manejo del agua Wheaton (1979) describe 4 sistemas de cultivo básicos: (i) sistema abierto (flujo constante), (ii) semi-abierto (flujo o recambio intermitente), (iii) cerrado (sin recambio de agua, solo para compensar las pérdidas por evaporación) y (iv) semi-cerrado (recambio parcial y reciclaje parcial). Cada sistema satisface en su nivel, las necesidades mínimas de tolerancia a parámetros de calidad del agua de un vasto número de especies acuáticas. Sin embargo, en algunos casos por limitaciones geográficas, necesidades educativas, de preservación, de fomento o económicas. Se deben mantener y producir organismos acuáticos al margen de sus límites de tolerancia a parámetros ambientales. La calidad del agua, determinada por el conjunto de parámetros físicos y químicos de mayor importancia en el sistema de cultivo y su control, es un componente importante en el rendimiento productivo y se presenta como una función del diseño y la técnica de cultivo aplicada. En la Tabla 1, se muestran valores aceptables en cultivos, de algunos parámetros de calidad de agua.

El abastecimiento de agua de adecuada calidad y cantidad es uno de los principales insumos y apremios de la acuicultura, de este modo, los métodos de conservación y re-utilización de agua mediante sistemas recirculantes juegan un papel importante en la actividad acuícola (Muir, 1982).

Un sistema de recirculación simple, consiste de una unidad de cultivo con un filtro biológico, el agua de la unidad de cultivo se recircula a través del biofiltro que contiene un sustrato (grava, concha de ostión, material sintético inerte heterogéneo, etc) para la fijación de bacterias nitrificantes que se encargan de la eliminación de desechos metabólicos tóxicos (como el amonio) que excreta la población bajo cultivo (Spotte, 1979; Wheaton, 1979).

Tabla 1. Requerimientos de calidad de agua, Producciones típicas en tanques y valores aceptables de descarga.

Parámetros de calidad de agua.	Producción típica en tanques de cultivo.	Nivel típico aceptable para cultivo	Nivel típico aceptable de descarga
Amonio (NH <sub>3</sub> -N)	0.5 mg/L	0.1 mg/L	1-5 mg/L
Nitrito (NO <sub>2</sub> -N)	insignific.	0.1 mg/L	1-3 mg/L
Nitrato (NO <sub>3</sub> -N)	1.5 mg/L	100 mg/L	1-5 mg/L
Fosfato (PO <sub>4</sub> -P)	0.1 mg/L	no definido	1-10 mg/L
Oxígeno (DO)	2-5 mg/L	>5 mg/L	<5 mg/L
pH	reducido	6-8	6-8
BOD	5.5 mg/L	(no definida) <20 mg/L	10-30 mg/L
Sólidos en suspensión	7 mg/L	no definido	10-30 mg/L
Bacterias u otros agentes patógenos	variable	mínimos	10-30 mg/L

Fuente: Muir (1981)



Con base en la importancia que los sistemas cerrados con filtración biológica tienen en casi todos los ramos de la acuicultura, la aplicación e implementación de sistemas más eficientes en la eliminación de desechos tóxicos que se acumulen en el medio de cultivo, contribuyen a un mejor entendimiento y manejo de los sistemas de cultivo que apliquen esta técnica.

El presente trabajo tiene como objetivo el diseño, activación y determinación de la eficiencia en la eliminación de amonio-N de un Contactor Biológico Rotatorio (Filtro biológico, RBC) en un sistema de recirculación de agua marina para producción de postlarvas de camarones peneidos (*Penaeus* sp), ubicado en el CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, Yucatán, México.

## **2. GENERALIDADES.**

### **2.1. Nitrificación en Sistemas de Recirculación.**

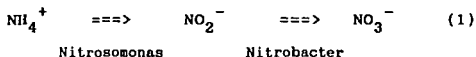
Los sistemas de recirculación de agua han recibido considerable interés en el cultivo intensivo de peces y se les han atribuido un gran número de ventajas para su uso, como la conservación del agua y el calor, el control eficiente de enfermedades, la facilidad del manejo de la población y la versatilidad respecto a las limitaciones normales de ubicación (Muir, 1981).

Los sistemas cerrados con filtración biológica han funcionado exitosamente bajo muy variadas condiciones y con una gama de especies dulceacuícolas y marinas (Poole, 1983; Hirayama, 1974; Collins et al., 1975; Muir, 1982). Existen 4 tipos básicos de biofiltros; (1) sumergidos, (2) por goteo, (3) lodos activados y (4) de película fija. Cada tipo con diseños, clases de material filtrante (sustrato de fijación bacteriana) y circulación del agua por el filtro, particulares (Kaiser y Wheaton, 1983; Mock et al., 1977; Muir, 1982).

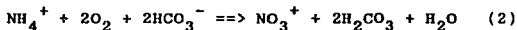
El entendimiento de la dinámica del proceso de nitrificación en los sistemas de recirculación es esencial para el cultivo exitoso de organismos acuáticos. Durante la activación de la nitrificación en un filtro biológico nuevo (acondicionamiento), ocurren cambios radicales en la calidad del agua del sistema que pueden tener efectos dañinos sobre los organismos, tales como la acumulación inicial de amonio durante la primera fase del proceso; seguidamente, se observa una acumulación sustancial del nitrito, al que sobreviene una disminución drástica en los niveles de ambos compuestos hasta alcanzar concentraciones mínimas, con la consecuente acumulación de nitrato (Collins et al., 1975).

Los organismos responsables de la nitrificación son las bacterias quimiolitotróficas nitrificantes de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* (Kaiser y Wheaton, 1983). En el filtro biológico se establecen poblaciones de bacterias nitrificantes que

se encargan de la eliminación del amonio-N que excretan los organismos bajo cultivo, vía oxidación biológica (reacción de dos pasos), tal como se representa en las ecuaciones 1 y 2 (Muir, 1982; Callely *et al.*, 1977; Spotte, 1979; Collins *et al.*, 1975). En comparación con las bacterias heterótrofas (degradadoras de materia orgánica), las bacterias nitrificantes tienen tasas de crecimiento y producción más bajas y son más sensitivas a condiciones ambientales como el pH y temperatura (Shammas, 1986).



Ecuación total de oxidación.



De la ecuación 2, se calcula que se requieren 4.6 mg de O<sub>2</sub> para completar la oxidación de 1 mg de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, y se consumen 7.14 mg de alcalinidad como CaCO<sub>3</sub>, lo cual propicia una disminución del pH (Kaiser y Wheaton, 1983).

## 2.2. Filtración biológica.

El control de los procesos biológicos en el biofiltro requiere de una estricta atención de la calidad del agua y las necesidades nutricionales de la población microbiana. Conforme la biomasa bacteriana se aproxima a su máximo crecimiento, los subproductos

y las células muertas fomentan una producción secundaria de bacterias heterotróficas y de basura residual. El problema principal en la biofiltración se relaciona con el establecimiento y mantenimiento de las colonias de bacterias nitrificantes en el filtro biológico. Las bacterias nitrificantes son especies quimiolitotróficas que han demostrado un mejor crecimiento bajo condiciones de poca competencia, mientras que las bacterias heterotróficas están presentes en todos los sistemas al grado que lo permita el sustrato (alimento) y pueden eliminar nitrógeno orgánico directamente (Bower y Turner, 1983).

Las especies nitrificantes pueden morir súbitamente con cambios drásticos de temperatura, pH, y la presencia de compuestos químicos utilizados en el tratamiento sanitario de peces; tales como el azul de metileno y la eritromicina (Lucchetti y Gray, 1988; Kaiser y Wheaton, 1983).

El pH afecta de diferente manera las tasa de oxidación de amonio y nitrito, en condiciones de pH alto la tasa de oxidación de amonio se incrementa, por otro lado bajo condiciones de acidez, la tasa de oxidación de amonio decrece y la tasa de oxidación de nitrito es favorecida. Una caída drástica del pH a valores cercanos a 5.5 puede inhibir fuertemente a las bacterias nitrificantes, con el consecuente efecto sobre su capacidad de oxidación de compuestos nitrogenados (Srna, 1975; Callely et al., 1977; Shammass, 1986; Muir 1982; Szweringi et al., 1986).

La alcalinidad puede ser limitante en la nitrificación en el caso de una baja capacidad de amortiguación de la masa de agua en el sistema (lo que significa una baja concentración de  $\text{HCO}_3^-$  en el rango de pH de interés), entonces, el bicarbonato puede ser agotado de acuerdo con la reacción de oxidación de amonio a nitrito (ecuación 2). Cuando la concentración de  $\text{HCO}_3^-$  se acerca a cero el pH disminuye y entonces ocurren efectos negativos sobre la población bacteriana en el filtro biológico (Szweringi et al., 1986).

Un sistema de cultivo con filtración biológica se considera que queda "acondicionado", cuando las bacterias nitrificantes, se encuentran bien establecidas y el biofiltro puede oxidar rápida y eficientemente todo el amonio que ingresa hasta convertirlo en nitrato, sin una acumulación significativa de nitrito. Debido a las lentas tasas de crecimiento de las bacterias nitrificantes, el período de activación para una nueva cama filtrante (el tiempo requerido para que el filtro logre un capacidad nitrificante total), puede durar hasta 60 días a 20-22 °C, y es más prolongado a bajas temperaturas (Bower y Turner, 1981). A temperaturas más altas (26 °C) el establecimiento de la nitrificación puede tomar en promedio 40 días a partir de la puesta en funcionamiento (Forster, 1977; Srna, 1975; Muir, 1982). Es posible reducir el tiempo para el establecimiento de la nitrificación en sistemas de recirculación de agua dulce y marina, inoculando las nuevas camas filtrantes con material filtrante proveniente de un filtro biológico en etapa

madura, donde el proceso de nitrificación ocurra normalmente (Carmignani y Bennett, 1977; Bower y Turner, 1981; Perfettini y Bianchi, 1990).

### 2.3. Toxicidad de compuestos nitrogenados en crustáceos.

El amonio es el principal compuesto excretado por los peces, crustáceos y moluscos, como producto final del catabolismo de proteínas (Liao et al., 1974). Niveles subletales de amonio y nitrito pueden reducir el crecimiento, dañar las branquias y otros órganos, además de que podría ser éste un factor que minimice la respuesta inmunológica de los organismos, haciendoles más vulnerables a las enfermedades (Colt y Armstrong, 1981). Por lo anterior, el amonio y el nitrito son los principales compuestos a controlar en el cultivo de animales acuáticos en sistemas de recirculación. La acumulación de estas sustancias es usualmente prevenida, como se ha mencionado, mediante la filtración biológica (Bower y Turner, 1981). El amonio en solución se encuentra en equilibrio iónico,  $\text{NH}_3$  (no-ionizado) +  $\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{NH}_4^+$  (ionizado) +  $\text{OH}^-$ , el cual se desplaza entre una forma a otra dependiendo del pH del agua.

#### 2.3.1. Toxicidad de Amonio.

El amonio no-ionizado es tóxico a los organismos aún en bajas concentraciones (Colt y Armstrong, 1981). En condiciones de pH alto,

el equilibrio se desplaza hacia la izquierda favoreciendo la acumulación de  $\text{NH}_3$  y consecuentemente la toxicidad del amonio en el sistema (Poole, 1983; Colt y Armstrong, 1981). Los efectos del amonio en animales acuáticos deben discutirse en términos de mecanismos fisiológicos de toxicidad, efectos letales y efectos sobre el crecimiento. A nivel celular, la liberación de  $\text{NH}_3$  en la sangre a partir del medio ambiente y producción metabólica, se convierte en  $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ . La elevación de la presión osmótica de la sangre (así como del pH intracelular) puede tener efectos negativos en las reacciones enzima-catalizadas y la estabilidad de la membrana celular (Campbell, 1973). El amonio metabólico es excretado por 3 rutas principales: (1) difusión de  $\text{NH}_3$  de la sangre al agua, a través de las branquias, (2) intercambio del transporte de  $\text{NH}_4^+$  con  $\text{Na}^+$  y (3) conversión a compuestos menos tóxicos como la urea (Campbell, 1983; Liao et al., 1974). Al parecer, la difusión del  $\text{NH}_3$  es la principal ruta de excreción en la mayoría de los animales acuáticos (Colt y Armstrong, 1981). Algunos crustáceos responden al incremento del ion  $\text{NH}_4^+$  en el medio externo, con una reducción en la excreción de compuestos nitrogenados (entre ellos el amonio no ionizado). Dado que se vuelve más difícil excretar amonio en estas condiciones, la primera reacción de organismos acuáticos podría ser la reducción o detener la alimentación para reducir la producción de amonio metabólico, por lo tanto, uno de los principales efectos subletales del amonio será la reducción en la tasa de crecimiento (Colt y Armstrong, 1981).

### 2.3.2. Toxicidad de nitrito.

En sistemas de recirculación el  $\text{NO}_2^+$  puede ocurrir a niveles tóxicos. La toxicidad del nitrito se debe a sus efectos sobre el transporte de oxígeno y oxidación de compuestos biológicos importantes. En el caso de vertebrados acuáticos, el nitrito interviene en la oxidación de  $\text{Fe}^{+2}$  a  $\text{Fe}^{+3}$  en la hemoglobina de la sangre, resultando en hipoxia y cianosis (Colt y Armstrong, 1981). Algo similar podría ocurrir con la hemocianina de crustáceos, aunque no está demostrado. El  $\text{LC}_{50}$  a 96 hrs de nitrito para camarones varía de 8.5 a 15.4 mg  $\text{NO}_2\text{-N/L}$ ; valores de 6.2 mg  $\text{NO}_2\text{-N/L}$  provocan una reducción del 50% en el crecimiento de camarones peneidos (Wickins, 1976).

### 2.3.3. Toxicidad de nitrato.

El nitrato es la forma de nitrógeno inorgánico presente en sistemas de recirculación con la menor toxicidad, sus efectos actúan sobre la osmorregulación y posiblemente el transporte de oxígeno (Colt y Armstrong, 1981). En camarones peneidos juveniles no se han observado efectos fisiológicos importantes aun con altos niveles de nitrato (Wickins, 1976), por lo que este compuesto resultante del proceso de nitrificación, no se considera lesivo a los niveles normales de operación de sistemas recirculantes (Muir, 1982).



#### 2.4. Contactores Biológicos Rotatorios (RBC).

Dentro de los biofiltros de película fija, uno de los procesos más avanzados en la actualidad lo constituyen los Contactores Biológicos Rotatorios (RBC), que se consideran como una extensión de los filtros de goteo.

Este sistema se desarrolló en Europa a finales de los años cincuenta y desde entonces ha sido utilizado con gran demanda, para la eliminación de carbono orgánico y posteriormente extendido a procesos de nitrificación y desnitrificación en plantas de tratamiento de aguas de desechos domésticos (Poon et al., 1979). De acuerdo, con Antonie et al. (1974) para mediados de los años setentas operaban en Europa aproximadamente 1000 instalaciones con RBC's principalmente en Alemania del Este, Dinamarca y Francia, en procesos de tratamiento de aguas residuales.

El proceso RBC es estable y puede remover carbono orgánico y compuestos nitrogenados. Algunas de las ventajas que se le atribuyen son: sus bajos requerimientos de energía y espacio físico y mínimas habilidades para su operación (Muir, 1981; Antonie et al., 1974). Los RBC's pueden utilizarse para modificar y superar sistemas de tratamiento existentes (Poon et al., 1981). Se han aplicado con éxito en los 3 pasos de tratamiento biológico: eliminación de BOD<sub>5</sub> (Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día de incubación), nitrificación y desnitrificación (Poon et al., 1979).

El sistema de RBC (antiguamente conocido como Discos Biológicos Rotatorios), consiste de una serie de discos de 2-4 m de diámetro, de material inerte (poliestireno, lamina de acero, fibra de vidrio, etc), estrechamente espaciados, montados sobre una flecha eje que gira lentamente (0.5-15 rpm) dentro del afluente, en el cual el RBC está sumergido 40-50 % (Callely, 1977; Clark *et al.*, 1977). En la superficie de los discos se desarrolla un cultivo uniforme de microorganismos conocida como "película biológica fijada", la biomasa soportada por el sustrato (discos), recoge una fina capa de agua cargada de nutrientes conforme es rotada dentro del agua de desecho, de tal forma que en la fase de rotación no sumergida, el agua escurre sobre la película biológica donde se remueven nutrientes disueltos y oxígeno. La rotación de los discos dentro del afluente no solo proporciona aereación y mezcla del agua, sino también, genera fuerzas de corte que eliminan el crecimiento excesivo de microbios (Hitdlebaugfh y Miller, 1981).

Las unidades RBC operan comúnmente en series, el número de las cuales depende de las cargas hidráulicas y orgánicas del afluente (Tabla 2). La función filtradora se realiza en 2 componentes: en la primera fase los compuestos orgánicos disueltos son removidos; la segunda fase, elimina los compuestos nitrogenados para alcanzar concentraciones normales de  $\text{NH}_3\text{-N}$  en los efluentes. La nitrificación usualmente no se inicia hasta que el nivel de  $\text{BOD}_5$  es inferior a 30 mg/L y las poblaciones de bacterias heterotróficas han sido disminuidas considerablemente, ya que, las bacterias

heterotróficas y las autotróficas nitrificantes no coexisten en cantidades iguales a través de los estadios sucesivos del RBC (Hitdlebaugfh y Miller, 1981).

Tabla 2. Descripción de sistemas de tratamientos de aguas de desechos domesticos con RBCs.

REFERENCIA	No DE RBCs (PASOS)	DIMENSIONES DE DISCOS	AREA DE FILTRACION	% SUMERG.	ROTAC. R.P.M.	CARGAS DE OPERACION	CONCENTRACION EFLUYENTES
Poon <i>et al.</i> , 1981	4 experimental	0.5m diámetro 0.3m long. eje	23.3 m <sup>2</sup>	40	3	Hidráulica: 1-3 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d. Orgánica: 9.76-29.28 gBOD <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> .d.	30-45 mgBOD <sub>5</sub> /L
Antonie <i>et al.</i> , 1974	8 2 series de 4 RBCs en paralelo	3.1m diámetro 5.5 long. eje	168 000 m <sup>2</sup>	—	0.75-2	Hidráulica: 0.11 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d. Orgánica: 114-136 gBOD <sub>5</sub> /L ; 15 mgNH <sub>4</sub> -N/L	5-25 mgBOD <sub>5</sub> /L > 1 mgNH <sub>4</sub> -N/L
Lin <i>et al.</i> , 1986	10 2 series de 5 RBCs en paralelo	3.6m diámetro 7.6m long. eje	120 770 m <sup>2</sup>	40	1.6	Hidráulica: 0.051 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d. Orgánica: 5.5 gBOD <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> .d 0.5 gNH <sub>4</sub> -N/m <sup>2</sup> .d	Promedio 5.8 mgNH <sub>4</sub> -N/L
Hitdlebaugfh y Miller, 1981	36 6 series de 6 RBCs en paralelo	—	414 000 m <sup>2</sup>	—	—	Hidráulica: 0.054 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d. Orgánica: 148 mgBOD <sub>5</sub> /L 15.8 mgNH <sub>4</sub> -N/L	61-96 mgBOD <sub>5</sub> /L 6.2-4.8 mgNH <sub>4</sub> -N/L

El biotambor es una extensión del RBC y consiste de un cilindro de malla, empaquetado con un medio plástico aleatorio (anillos o pequeñas bolas de plástico, etc.), el cual es rotado lentamente dentro del afluente. Los RBC y biotambores se han

ocupado para el tratamiento biológico de aguas de desechos municipales con cargas de hasta 13 g BOD/m<sup>2</sup>/día y 6 kg Amonio/m<sup>3</sup>/día (Callely et al., 1977; Clark et al., 1977).

Los estudios sobre RBC's se centran en al determinación de los factores que controlan su funcionamiento, la biología y bioquímica de la película microbiana y criterios para el diseño de plantas de tratamiento (Poon et al., 1981; Antonie et al., 1974; Weng y Molof, 1974; Poon et al., 1979).

El sistema de RBC's ha demostrado altas eficiencias de trabajo bajo diferentes condiciones en el tratamiento de aguas de desecho domésticas (Tabla 2).

#### 2.4.1. El uso de RBC's en la acuicultura.

Los sistemas cerrados son herramientas valiosas del acuacultor para mantener peces y crustáceos, en condiciones limitadas de espacio y uso de agua. El desarrollo de técnicas de tratamiento biológico ha recibido atención considerable por los pasados 30 años. El uso de biofiltros en sistemas de recirculación ha sido muy diverso en cuanto al tipo de biofiltro, especies cultivadas y características del cultivo. En la Tabla 3 se describen algunos sistemas cerrados utilizados en acuicultura de crustáceos (para otras especies ver Kaiser y Wheaton, 1983 y Muir, 1982). No obstante, la gran variedad de biofiltros, especies de cultivo, y

Tabla 3. Sistemas de recirculación en acuicultura de algunas especies de camarones dulceacuícolas y marinos.

REFERENCIA Y ESPECIE	DESCRIPCION DEL SISTEMA	SUSTRATO FILTRANTE	CARGA BIOLÓGICA	DENSIDAD DE CARGA ANIMAL	CALIDAD DEL AGUA
Sandifer y Smith, 1977.	TANQUE DE CULTIVO 2.8 x 1.13 x 1.02 m P. BIOLÓGICO SUMERGIDO	GRAVA CALCÁREA Vulcan Materials Co (Blacksburg, SC.)	17 L/min. 50% RECARGA.	Inic. 1076-1617 juv/m <sup>3</sup> (P.pron=0.31g) Final 655-924 juv/m <sup>3</sup> (P.pron=0.61g)	---
<u>Macrobrachium rosebergii</u>	2.45 x 0.95 x 0.23 m				
Mock et al., 1977	CARALS. CORR. RAPIDA. 5.2 x 2.4 x 0.8 m y 24 x 3 x 0.9 m.	(1) CORCHA DE OSTION (2) PIELERRODAD FILTRO MEDIUM.	(1 y 2) 38 L/min. (3) 1 L/min.	(1) INIC. 5.6/m <sup>3</sup> ; 14.2g P.pron. FIV. 1.7/m <sup>3</sup> ; 20.2-23.4g P.pron. (2) INIC. 71 juv/m <sup>3</sup> ; FIV. 70.29/m <sup>3</sup> , 4.0g P.pron. (3) INIC. 103 PLe/m <sup>3</sup> ; FIV. 82.4/m <sup>3</sup> , 5.6g P.pron.	(1) 1-71 µM NH <sub>4</sub> -N/L 0.5-79.7 µM NO <sub>2</sub> -N/L (2) 26-74 µM NH <sub>4</sub> -N/L 2.1-135.8 µM NO <sub>2</sub> -N/L pH 8.4-6.9 (3) 5-165 µM NH <sub>4</sub> -N/L 0.3-135.8 µM NO <sub>2</sub> -N/L pH 7.5-8.7
<u>Penaeus</u> <u>antecus</u>	FILTROS BIOLÓGICOS: (1) DE COTEJO DE 200L CON 0.2m DE CORCHA DE OSTION. (2) DE COTEJO PIELERRODAD; 117.5x58.7x97.5cm, 83.7m <sup>2</sup> AREA DE FILTRACION. (3) REC; TANQUE DE 95L, 46 DISCOS, 19.5 m <sup>2</sup> AREA.	(3) DISCOS DE FIBRA DE VIDRIO 0.5 m DE DIAM., 1 mm GROSOR.			
Kennedy, 1980.	CARALS. CORR. RAPIDA. 7570 L.	A, B y C, CON 45 m <sup>2</sup> DE AREA FILTRANTE.	A, B y C 20.3 L/min.	A, B y C 7 PLe/L a 269 juv/m <sup>3</sup> , 0.07 a 2.9g P.pron:	A, B y C 30 µM NH <sub>4</sub> -N/L 20 µM NO <sub>2</sub> -N/L
<u>Penaeus</u> <u>stylirostris</u>	REC de 454 L. A. CUBIERTO TOTAL. B. RITAP CUBIERTO. C. RIFUESTO A LA LUL.				
AQACOP, 1982.	TANQUE DE CULTIVO DE 5 m <sup>3</sup> FILTRO MECANICO DE ARENA 1.3 x 0.7 x 0.5 m	0.15 m DE PLAS DE CORAL DE 3-5 cm DE DIAMETRO	50 m <sup>3</sup> TO L/min.	INIC. 76 LARVAS/L ; FIV. 66.6 PLe/L.	53-280 µM NH <sub>4</sub> -N/L 1-111 µM NO <sub>2</sub> -N/L pH 7.75-8.21
<u>Macrobrachium rosebergii</u>	FILTRO BIOLÓGICO MODULAR 0.3 x 0.65 x 0.65 m.				
Gordillo, inédito (1986)	TANQUE DE CULTIVO DE 100L FILTRO MECANICO. FILTRO REC.	10 DISCOS DE FIBRA DE VIDRIO CORCHADA DE 55 cm DIAMETRO, 45 DISCOS DE POLIUREA TANO DE 30 cm DE CNT	50 L/m	50 LARVAS/L	0.0074-0.04 µg NH <sub>4</sub> -N/L. pH 7.03-8.19
<u>Macrobrachium rosebergii</u>					

condiciones experimentales, no existen criterios uniformes cuando se trata de elegir un biofiltro para el tratamiento de desechos nitrogenados en un sistema de cultivo.

El desarrollo de sistemas de filtración biológica en plantas de tratamiento de aguas negras, nos permite especular sobre el potencial que este tipo de sistemas podrían desarrollar en el tratamiento biológico del agua para cultivo de peces y crustáceos en sistemas cerrados. Hasta el momento, la aplicación del proceso RBC en acuicultura a nivel experimental ha demostrado mejores eficiencias de nitrificación que procesos tradicionales, como filtros sumergidos y de goteo (Millus y Lisbey, 1985; Mock et al., 1977; Rogers y Klemetson, 1985). Particularizando respecto al uso de RBC en cultivo de camarón, sobresalen los trabajos de Mock et al. (1977), en el cultivo intensivo de *Penaeus aztecus*, en el cual se evaluaron diferentes filtros biológicos; y de Kennedy (1980), en el cultivo intensivo de *P. stylirostris* con sistemas RBC.

### **3. OBJETIVOS.**

- 1) Construir, activar y operar un Contactor Biológico Rotatorio (RBC) experimental con material de bajo costo para filtración biológica en un sistema cerrado de cultivo larvario de camarón.

2) Determinar la eficiencia del biofiltro, a partir de la estimación de la tasa de nitrificación ( $\mu\text{M NH}_4\text{-N/L/día}$ ).

3) Determinar el comportamiento de los parámetros físicos y químicos (temperatura, salinidad, pH, oxígeno disuelto, alcalinidad total, amonio total, nitritos y nitratos), de calidad del agua durante la activación del biofiltro y operación del sistema de cultivo larvario.

#### 4. MATERIAL Y METODOS

4.1. Descripción del sistema de recirculación y Laboratorio de producción de postlarvas de Camarón.

4.1.1. Cisterna elevada de almacenamiento. Se encuentra a una elevación de 1 m, sobre el piso. Tiene una capacidad total de almacenamiento de  $32 \text{ m}^3$  y capta el agua de desecho de las tinas de cultivo del laboratorio y el excedente de agua filtrada en la cisterna de tratamiento, una vez que pasa por el filtro mecánico. El nivel de operación hidráulica con que se trabajó fue de  $25 \text{ m}^2$  (Figura 1).

4.1.2. Cisterna de tratamiento. Tiene una capacidad total de  $21 \text{ m}^3$ , existen 3 divisiones que obligan al agua a fluir de manera sigmoide dentro de esta, por lo que funciona también como tanque

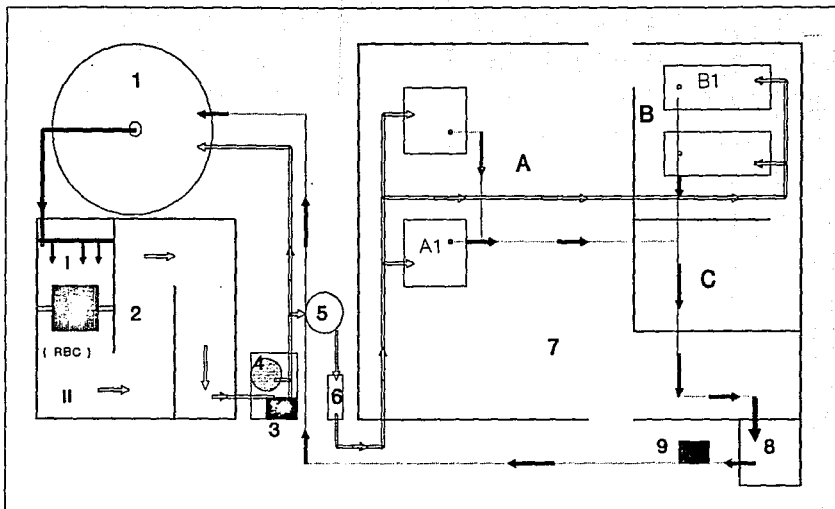


Figura 1. Laboratorio de producción de PL's *Penaeus sp* con sistema de biofiltración.

1. CISTERNA ELEVADA DE ALMACENAMIENTO.
2. CISTERNA DE TRATAMIENTO.
3. ESTACION DE BOMBEO I.
4. FILTRO MECANICO.
5. TANQUE ALIMENTADOR DEL LABORATORIO.
6. FILTRO DE LUZ ULTRAVIOLETA.
7. LABORATORIO DE LARVICULTURA.

8. CISTERNA DE DRENAJE.
9. ESTACION DE BOMBEO II.
- A) AREA DE CULTIVO LARVARIO.
- A1) TINA DE CULTIVO.
- B) AREA DE MADURACION.
- B1) TINA DE MADURACION.
- C) AREA DE DESOVES.

SITIOS DE MUESTREO

I - Aluyente II - Efluyente

ELIJO DEL AGUA

Agua filtrada

Agua de drenaje

NO ESTA A ESCALA



sedimentador. Dentro de la cisterna se instaló el biofiltro, cuyo eje de rotación se fijó en las paredes de la cisterna a una altura de 55 cm sobre el nivel del piso, debajo del tubo de descarga de agua (afluente) proveniente de la cisterna de almacenamiento (Figura 1). El nivel de operación hidráulico durante la realización de este trabajo fue de 50 cm de columna de agua, lo cual equivale a  $12 \text{ m}^3$  de capacidad.

4.1.3. Estación de bombeo I. Consiste de una bomba eléctrica autocebante marca Siemens de 1.5 H.P, con capacidad de bombeo de 250-350 L/min, la cual, envía el agua tratada al filtro mecánico desde donde es enviada al laboratorio. Entre la bomba y el filtro mecánico se colocó una válvula de flujo múltiple (Hayward Vary-flo, Model. 710 XALL), para el control del paso del agua hacia el filtro, retrolavado del mismo, y distribución al laboratorio (Figura 1).

4.1.4. Filtro mecánico. Es un filtro convertible tri-filter (Baker Hidro, South Ullman, CA.) de alta velocidad; 408-511 LPM. Se trabajó en el modo de tierra de diatomeas para obtener una filtración hasta de  $45 \mu$  (Figura 1).

4.1.5. Tanque alimentador del laboratorio. Construido de asbesto de  $1.1 \text{ m}^3$  de capacidad, se instaló a 3.0 m del nivel del piso para alimentar por gravedad al laboratorio. El tanque cuenta con una llave de paso en el tubo de entrada para controlar el llenado

(Figura 1).

4.1.6. Filtro de luz ultravioleta (Aquanetics Systems model 251L, Knoxville 57, San Diego, CA.). Se instaló en la salida del tanque alimentador, con el objeto de eliminar posibles gérmenes patógenos del agua por medio de irradiación UV previa a su ingreso al laboratorio (Figura 1).

4.1.7. Laboratorio de cultivo larvario. Consiste de una instalación de concreto construida en un terreno de  $74.2 \text{ m}^2$  dividido en 3 áreas de trabajo; (i) área de cultivo larvario ( $38.76 \text{ m}^2$ ) con 2 tinas de fibra de vidrio en forma de media caña y capacidad de  $0.675 \text{ m}^3$  (capacidad total  $1350 \text{ m}^3$ ), (ii) área de maduración y reproducción ( $16.89 \text{ m}^2$ ) con 2 tinas de fibra de vidrio en forma oval de  $1.5 \text{ m}^3$  de capacidad, y (iii) área manejo de desoves ( $8.87 \text{ m}^2$ ) con 8 acuarios de 80 L. La cubierta (techo) del compartimiento (i) consiste de láminas de fierro con láminas de fibra de vidrio translúcidas intercaladas sobre las tinas de cultivo larvario para proporcionar iluminación natural del cuarto. El techo de los compartimientos restantes es de concreto y la iluminación controlada artificialmente con lámparas de gas neón (Figura 1).

4.1.8. Cisterna de drenaje. Instalada a 40 cm por debajo del nivel del piso del laboratorio, para captar el agua de desecho del mismo, capacidad de  $4 \text{ m}^3$  (Figura 1).

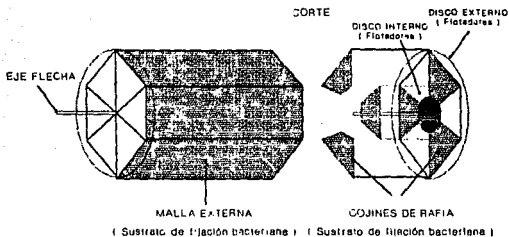
4.1.9. Estación de bombeo II. Bomba eléctrica Siemens de 1.5 H.P. con capacidad de bombeo de 250-350 L/m. Esta envía el agua de desecho (afluente) del laboratorio a la cisterna elevada de almacenamiento, para su posterior tratamiento biológico con lo que se completa el circuito (para detalles de dirección de los flujos hidráulicos en el sistema ver Figura 1).

#### 4.2. Construcción del biofiltro (RBC).

El diseño del biofiltro consistió en una modificación de los sistemas RBC y biotambor (Foster, 1977; Clark *et al.*, 1977; Antonie *et al.*, 1974). Se contruyó en forma de prisma hexagonal recto (lados de 0.5 m; área de bases =  $1.207 \text{ m}^2$ ; longitud = altura = 1.55 m; volumen =  $1.87 \text{ m}^3$ ), con reglas de madera de pino de 6 cm de ancho y 2.5 cm de grosor. Esta estructura fue montada en un eje central de tubo PVC hidráulico de 2.54 cm de diámetro interno, el cual se fijo en los extremos a las paredes de la cisterna de tratamiento (Figura 2a).

El medio filtrante fue construido a partir de costales convencionales tipo agrícola de nylon, arreglados en "cojinetes" de 4 costales doblados por la mitad y colocados paralelamente a las tapas dentro del prisma en grupos de 3 con un grosor de 5 cm aproximadamente. Las tapas del prisma se cubrieron con placas de poliestireno de 2.54 cm de espesor, con el objeto de proporcionar flotabilidad (Figura 2a).

( a )



( b )

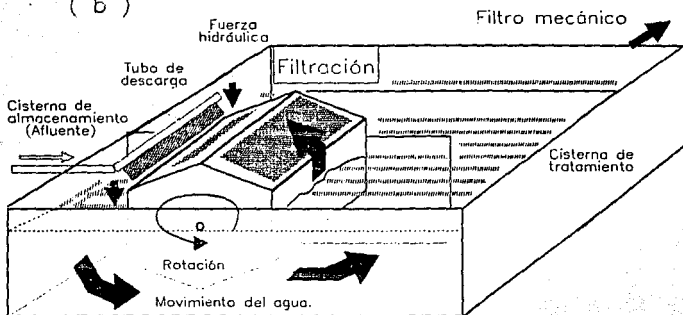


Figura 2. Sistema de filtración RBC experimental :  
(a) Detalles del Contactor Biológico Rotatorio Experimental,  
(b) Esquema de funcionamiento del RBC experimental.

La rotación del biofiltro se logró mecánicamente por medio de la fuerza generada por la caída de una cortina de agua proveniente de la cisterna de almacenamiento sobre las caras longitudinales (paralelas al eje de rotación) del prisma según el principio hidráulico de una turbina de impulso (Encinas, 1980). Debido a las características del material utilizado, las variaciones en la carga hidráulica de la cortina de agua sobre el prisma y el desbalanceo de la estructura, la rotación no fue uniforme. La Tabla 4, presenta las características principales del filtro rotatorio experimental utilizado en el presente trabajo.

Tabla 4. Características del RBC experimental.

TIPO DE MEDIO FILTRANTE	AREA DE FILTRAC.	% HUNDIM.	CARGA HIDRAUL.	ROTACION RPM
Malla plástica sintética.	8.64 m <sup>2</sup>			
Placas poli-estireno	7.06 m <sup>2</sup>	35-50	120 LPM	0.24-0.85

#### 4.3. Activación del biofiltro.

Para estimular el proceso de nitrificación en el biofiltro se realizó una aplicación inicial de 300 g de Cloruro de amonio (en solución), al agua de la cisterna de almacenamiento, posteriormente y de acuerdo con el comportamiento del amonio y nitrito en el agua del sistema, se aplicaron suplementaciones adicionales de cloruro

de amonio (tabla 5) para mantener el crecimiento y establecimiento de la bacterias nitrificantes en el biofiltro.

Tabla 5. Suministros adicionales de  $\text{NH}_4\text{Cl}$ .

DEA	DOSIS $\text{NH}_4\text{Cl}$ (g)	CONCENTRACION EQUIV. ( $\mu\text{M NH}_4\text{-N/L}$ )	HORA DE APLICACION.
21	10	4.402	16:00
23	10		02:00
	20	13.206	13:00
27	10	4.402	08:30
43	5	2.201	08:30
46	5	2.201	08:45
TOTAL		60	

#### 4.4. Medición de parámetros físico-químicos del agua.

Durante el período de activación del RBC, se midieron los parámetros en el agua del sitio inmediato anterior (afluente=I), y del inmediato posterior (efluente=II) al paso del agua por el biofiltro. Las muestras fueron colectadas diariamente en un recipiente plástico de boca ancha de 4 litros de capacidad, entre las 8:00 y 9:00 hrs.

Los parámetros analizados fueron los siguientes: (1) Temperatura del agua con termómetro de vidrio de  $-0$  a  $120$   $^{\circ}\text{C}$ ; (2) oxígeno disuelto, volumétricamente mediante el método de Winkler con la modificación de azida de sodio (Strickland y Parsons, 1972); (3) pH, con un potenciómetro Orion modelo 501 (Orion Research, Corp. Cambridge, MA); (4) alcalinidad total, volumétricamente,

mediante titulación de 50 ml de muestra con HCl 0.01N, y utilizando un indicador mixto (APHA, 1976); (5) el amonio-N ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), nitrito-N ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) y nitrato-N ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) fueron determinados por análisis colorimétrico (Strickland y Parsons, 1972).

#### 4.5. Análisis y expresión de resultados.

Con base en los datos de concentración de los diferentes compuestos nitrogenados y parámetros físico-químicos del agua del sistema obtenidos durante el experimento, se realizaron representaciones gráficas en series de tiempo del comportamiento de estos parámetros a lo largo del periodo de experimentación (67 días).

Se calcularon las estadísticas básicas (promedio, desviación estándar, valores máximos y mínimos), de los diferentes parámetros de calidad del agua para apoyar la descripción del comportamiento de los mismos.

Se llevaron a cabo regresiones simples de la concentración de amonio-N y nitrito-N sobre el tiempo, en los periodos donde se observó incremento en la concentración (nitrito-N) y eliminación (amonio-N y nitrito-N), para determinar las tasas de producción y oxidación de estos compuestos durante el periodo de activación del biofiltro en el sistema. La eficiencia de biofiltración fue estimada en forma directa, a partir de las tasas de eliminación de

los compuestos nitrogenados (Nijhof y Bovendeur, 1990). La tasa de nitrificación se expresó en términos de  $\mu\text{M NH}_4\text{-N/L.día}$ , mientras que la eficiencia de eliminación de amonio, se expresó en términos de  $\text{g NH}_4\text{-N/m}^2\text{.día}$ .

## 5. RESULTADOS.

El trabajo tuvo una duración de 67 días y consistió básicamente en la activación del proceso de nitrificación en el biofiltro y la descripción del comportamiento de los compuestos nitrogenados y parámetros físico-químicos analizados en el efluente (sitio II); así como la estimación de las tasas de oxidación biológica de las dos etapas que involucra la nitrificación.

### 5.1. Calidad del agua en el sistema.

Debido a que la cisterna de tratamiento donde se instaló el biofiltro se encuentra en el exterior del laboratorio, el agua del sistema de recirculación estuvo sujeta a las variaciones climáticas del medio ambiente. Se registró un intervalo de temperatura de 22 a 28 °C, con un promedio de  $24.54 \pm 1.49$  °C en los 67 días que duró el estudio. Entre los días 14 y 26 se observó una disminución de la temperatura registrandose valores mínimos de 22 y 23 °C (Figura 3).



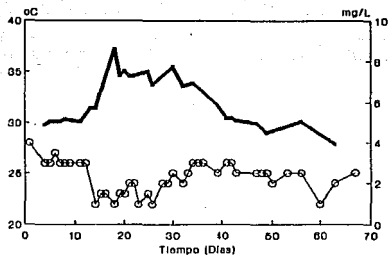


Figura 3. Calidad del agua en el sistema de recirculación durante la activación del RBC experimental.  
 [ —□— ] Temperatura; [ ————— ] Oxígeno.

La salinidad se mantuvo constante en 23 ppt, y no fue necesaria la adición de agua dulce o marina para compensar cambios provocados por evaporación o dilución.

La concentración de oxígeno disuelto promedio registrada fue de  $6.242 \pm 1.15$  mg/L (sitio I) y  $6.008 \pm 1.19$  mg /L (sitio II). Entre los días 15 y 34 del período de estudio se observó un incremento en la concentración de oxígeno disuelto, registrándose valores que oscilaron entre 6.87 a 8.59 mg/L (figura 3). La concentración de oxígeno mostró mínimas variaciones a través de paso del agua por el biofiltro, registrándose una disminución de hasta 1 mg  $O_2$ /L en el momento del muestreo. La tendencia general fue una disminución en la concentración de oxígeno disuelto en la masa de agua a su paso por el biofiltro.

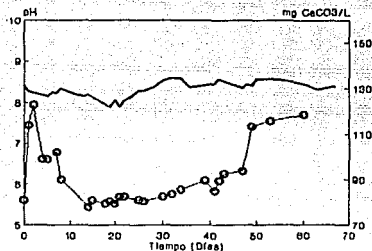


Figura 4. Calidad del agua en el sistema de recirculación durante la activación del RBC experimental.  
 [ ————— ] pH ; [ —○— ] Alcalinidad total.

La alcalinidad total registró una concentración promedio de  $90.602 \pm 11.4$  mg CaCO<sub>3</sub>/L (sitio I) y  $91.976 \pm 13.54$  mg CaCO<sub>3</sub>/L (sitio II). La concentración inicial fue de 81 mg CaCO<sub>3</sub>/L, observándose un incremento a 123 mg CaCO<sub>3</sub>/L el día 2, y posteriormente disminuyó en forma gradual hasta 78 mg CaCO<sub>3</sub>/L el día 14 para mantenerse entre 78 y 90 mg CaCO<sub>3</sub>/L hasta el día 46. Nuevamente este parámetro se incremento el día 47, de 93.7 mg CaCO<sub>3</sub>/L a 119.9 mg CaCO<sub>3</sub>/L el día 48. No se observaron cambios sustanciales en el comportamiento de la alcalinidad hasta el día 60 (118.6 mg CaCO<sub>3</sub>/L; Figura 4).

Se registraron valores de pH en un intervalo de 7.89 a 8.59, con un promedio de  $8.29 \pm 0.2$  en el sitio I y  $8.317 \pm 11.4$  en el sitio II. Se observó una ligera disminución del pH del día 0 al día

20 (pH = 7.89) y posteriormente se incrementó gradualmente hasta alcanzar niveles superiores a 8.5, sin cambios sustanciales a partir del día 30 (figura 4).

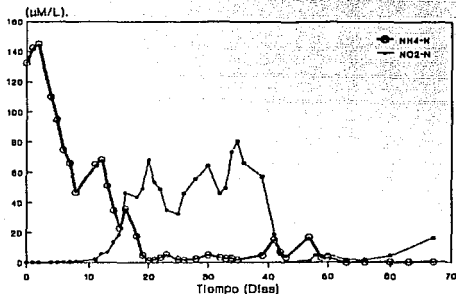


Figura 5. Curva de nitrificación.

Por lo que se refiere a los compuestos nitrogenados, el día 0 (antes de adicionar el agente de activación  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) se registró una concentración de  $3.54 \mu\text{M NH}_4\text{-N/L}$  ( $0.063 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ ). Con la aplicación de  $300 \text{ g}$  de  $\text{NH}_4\text{Cl}$ , se obtuvo una concentración equivalente a  $132.063 \mu\text{M NH}_4\text{-N/L}$  ( $2.377 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ ). La Figura 5 presenta el patrón de comportamiento de amonio total ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) a largo del período experimental.

La concentración comenzó a disminuir, observándose dos inflexiones críticas en la curva de comportamiento entre los días

8 y 16. Finalmente se alcanzó un valor mínimo de  $1.444 \mu\text{M NH}_4\text{-N/L}$  el día 20 ( $0.09 \text{ mg NH}_4\text{-N /L}$ ; figura 5). Entre los días 21 y 46 se aplicaron dosis adicionales de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  para proporcionar sustrato nutritivo a las bacterias establecidas en el RBC, de acuerdo al registro mostrado en la tabla 5. No se observaron incrementos posteriores en la concentración de  $\text{NH}_4\text{-N}$  por la aplicación de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  entre los días 21 y 43. El día 23 se aplicaron hasta  $30 \text{ g}$  de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  equivalentes a  $13.206 \mu\text{M NH}_4\text{-N/L}$ , para el día 25 la concentración fue de  $2.277 \mu\text{M NH}_4\text{-N/L}$ , posteriormente la concentración se mantuvo por debajo de  $5.111 \mu\text{M NH}_4\text{-N/L}$  ( $0.092 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ ) entre los días 20 y 39 (19 días). Se observaron picos de concentración los días 41 y 47 ( $15.333$  y  $16.833 \mu\text{M NH}_4\text{-N/L}$  respectivamente). En días subsiguientes hasta el día 67 la concentración se mantuvo por debajo de  $5 \mu\text{M NH}_4\text{-N/L}$  ( $0.09 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ ; Figura 5),. La concentración de amonio no-ionizado ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) a partir del día 20 se encontró en un intervalo de  $0$  a  $0.026 \text{ mg NH}_3\text{-N/L}$ , con un promedio de  $0.006 \pm 0.006 \text{ mg NH}_3\text{-N/L}$ .

La concentración del nitrito-N tendió a incrementarse a través del tiempo en un intervalo de  $0$  a  $80.24 \mu\text{M NO}_2\text{-N/L}$  entre el día 0 y el día 35. El comportamiento mostró fluctuaciones marcadas e intermitentes en este intervalo de tiempo. La concentración disminuyó rápidamente entre los días 35 y 43, observándose un valor máximo de  $80.24 \mu\text{M NO}_2\text{-N/L}$  el día 35 y un descenso hasta  $0.84 \mu\text{M NO}_2\text{-N/L}$  ( $0.0386 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$ ) el día 43 (figura 5). A partir del día 43 la concentración mostró poca variación y se mantuvo debajo de  $5$

$\mu\text{M NO}_2\text{-N/L}$  ( $0.23 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$ ) hasta el día 60 (17 días), al final nuevamente se incrementó a  $16.03 \mu\text{M NO}_2\text{-N/L}$  el día 67 (Figura 5).

La concentración inicial de nitrato-N fue de  $0.43 \mu\text{M NO}_3\text{-N/L}$  ( $0.026 \text{ mg/L}$ ), posteriormente se observó un incremento gradual en la concentración hasta alcanzar un valor  $139.28 \mu\text{M NO}_3\text{-N/L}$  el día 43, este valor fue ligeramente menor que la concentración inicial de  $\text{NH}_4\text{-N}$  ( $145 \mu\text{M NH}_4\text{-N/L}$ ), después de aplicar el  $\text{NH}_4\text{Cl}$ . El valor máximo registrado se observó el día 53 ( $219.85 \mu\text{M NO}_3\text{-N/L}$ ;  $13.63 \text{ mg/L}$ ), después la concentración disminuyó ligeramente hasta un valor  $212.14 \mu\text{M NO}_3\text{-N/L}$  al final del período de estudio (figura 6).

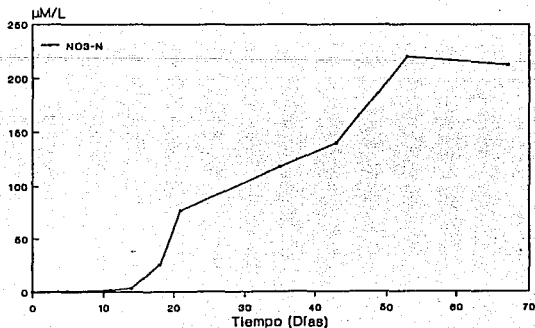


Figura 6. Nitrato.

En la tabla 6, se presentan las estadísticas básicas de los parámetros de calidad de agua (temperatura, pH, oxígeno disuelto y alcalinidad total) en el sistema de recirculación durante la activación del RBC experimental y las obtenidas para los compuestos nitrogenados, a partir del aparente establecimiento de las diferentes fases del proceso de nitrificación.

Tabla 6. Parámetros de calidad de agua en el sistema de recirculación durante la activación del RBC experimental.

	Temp. [oC] (1)	pH (1)	Oxig. (mg/L) (1)	Alcalin. (mg CaCO <sub>3</sub> /L) (1)	NH <sub>4</sub> -N (mg/L) (2)	NH <sub>3</sub> -N (mg/L) (2)	NO <sub>2</sub> -N (mg/L) (3)	NO <sub>3</sub> -N (mg/L) (1)
MAXIMA	28	8.6	8.59	123	0.303	0.026	0.737	13.631
MINIMA	22	7.89	3.93	78	0	0	0.039	0.027
PROMEDIO	24.63	8.32	6.01	91.98	0.065	0.006	0.201	4.958
DES. EST.	1.49	0.2	1.19	13.54	0.075	0.006	0.202	5.166

(1) Todo el período; día 0 al 67.

(2) A partir del día 20.

(3) A partir del día 43.

## 5.2. Parámetros de operación y eficiencia del biofiltro en el sistema de recirculación.

De acuerdo con las características del biofiltro construido, del sistema de recirculación del laboratorio y la tasa de oxidación de amonio estimada, se determinaron los parámetros de operación durante el presente estudio (Tabla 7).

Tabla 7. Parámetros de operación del sistema de recirculación

PARAMETROS	VALORES
a) Área de filtración:	15.70 m <sup>2</sup>
b) Flujo de agua :	120 L/m.
c) Carga hidráulica en el biofiltro :	11 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /día
d) Tasa de nitrificación del RBC :	9.04762 μM NH <sub>4</sub> -N/L.día
e) Eficiencia de eliminación de NH <sub>4</sub> -N del RBC :	1.791 g NH <sub>4</sub> -N/m <sup>2</sup> .día
f) Carga hidráulica constante en el sistema :	42.5 m <sup>3</sup>

## 6. DISCUSION.

Con base en los resultados obtenidos, es posible establecer que la activación del proceso de nitrificación en el RBC diseñado en este trabajo, se dividió en dos etapas que corresponden al crecimiento de los 2 géneros de bacterias nitrificantes (*Nitrosomonas* y *Nitrobacter*) involucradas en la oxidación del amonio a nitrato. La primera fase de la nitrificación, la oxidación de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> => NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, se estableció aparentemente a los 20 días a partir de la adición del sustrato nutritivo (NH<sub>4</sub>Cl). Esta parte del proceso se caracteriza por la acumulación de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> en el sistema, lo cual estimula el crecimiento de bacterias oxidadoras de nitrato. Durante los días 8 y 16 se observaron marcadas fluctuaciones en el

comportamiento del  $\text{NH}_4\text{-N}$ , en los que se detuvo la eliminación de  $\text{NH}_4\text{-N}$  y se produjeron incrementos, posiblemente asociados con disminución en la temperatura del agua en este intervalo de tiempo (26 a 22 °C; Figura 5). Esto pudo haber ocasionado mortalidad en la población de *Nitrosomonas* o un ajuste en sus tasas de crecimiento (Kaiser y Wheaton, 1983; Muir 1982). La curva de  $\text{NH}_4\text{-N}$  en los períodos iniciales donde se observó eliminación de  $\text{NH}_4\text{-N}$ , no muestra variaciones sustanciales en las tasas de oxidación, de tal forma que los períodos comprendidos entre los días 2 y 15 registraron tasas de oxidación muy similares, 16.1808  $\mu\text{M NH}_4\text{-N/L.día}$  y 15.6111  $\mu\text{M NH}_4\text{-N/L.día}$ , respectivamente, siendo ligeramente mayor la primera. Entre los días 16 y 20, la tasa de oxidación de  $\text{NH}_4\text{-N}$  disminuye alrededor de un 44 % respecto a las anteriores, registrando un valor de 9.0476  $\mu\text{M NH}_4\text{-N/L.día}$ . Para fines de cálculo de la eficiencia de biofiltración, se consideró la tasa de oxidación de  $\text{NH}_4\text{-N}$  obtenida al final del establecimiento del primer paso de la nitrificación en el RBC. El tiempo que tomó el establecimiento de esta primera fase es comparable a los registrados por Kennedy (1981) y Bower y Tuner (1981); 19 y 22.5-24 días respectivamente.

El comportamiento de la concentración de  $\text{NO}_2\text{-N}$  en el sistema coincide con el establecimiento de la primera fase (días 0 al 20) de la nitrificación, en la cual se acumuló a una tasa de 0.109  $\mu\text{M NO}_2\text{-N/L.día}$  (días 0 al 8), hasta alcanzar un valor máximo de 7.2137  $\mu\text{M NO}_2\text{-N/L.día}$  al final de la primera etapa (días 11 al 20). La



eliminación de nitrito del sistema, se observó después de quedar aparentemente establecida la primera fase de la nitrificación (Figura 5). La tasa de oxidación de  $\text{NO}_2\text{-N}$  en la segunda fase de la nitrificación ( $\text{NO}_2^- \Rightarrow \text{NO}_3^-$ ), mostró un incremento gradual que posiblemente corresponde al crecimiento de la población de bacterias oxidadoras de nitrito. La activación de las bacterias oxidadoras de nitrito (*Nitrobacter*) al parecer fue afectada por la aplicación adicional de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  al sistema entre los días 21 a 27, lo que provocó una sobrecarga en la concentración de nitrito que aparentemente perturbó el crecimiento y establecimiento de la población en equilibrio. Las fluctuaciones en la curva de nitrito-N (Figura 5), demuestra que durante la fase de activación de la nitrificación en el biofiltro, el establecimiento de la segunda fase fue más sensible a la carga química del afluente. Krüner y Rosenthal (1987) coinciden en que las especies de bacterias nitrificantes son especialmente sensibles a variaciones drásticas en la concentración de compuestos nitrogenados en el agua afluente, lo que puede hacer más prolongado el tiempo requerido para completar el proceso de activación de la nitrificación en los filtros biológicos.

La segunda fase ( $\text{NO}_2^- \Rightarrow \text{NO}_3^-$ ) del proceso quedó aparentemente establecida a los 23 días después de observarse el inicio en la eliminación de nitrito en el sistema (día 20), y la nitrificación completa se obtuvo hasta el día 43, cuando ya no se registran

incrementos sustanciales en la concentración de amonio-N y nitrito-N por efecto de la nitrificación en el RBC. Bower y Tuner (1981) encontraron valores muy similares al registrado en el presente trabajo, en relación al tiempo de activación completa de la nitrificación con períodos de 42-43 días; Srna (1975) y Muir (1982) coinciden también con períodos de 40 días, para completar la activación en filtros biológicos experimentales.

A partir del establecimiento de la nitrificación completa, el biofiltro mantuvo concentraciones de amonio no-ionizado muy por debajo de las recomendadas para el cultivo de organismos acuáticos (Tabla 6). En el caso particular de camarones peneidos, el valor promedio de  $LC_{50}$  a 48 hrs para 7 especies fue 1.29 mg  $NH_3$ -N/L (Wickins, 1976). Con el camarón asiático *Penaeus monodon*, Chin y Chen (1987) encontraron un  $LC_{50}$  a 48 hrs de 2.5 mg  $NH_3$ -N/L para postlarvas y Allan et al (1990) encontraron un valor de  $LC_{50}$  a 48 hrs de 2.33 mg  $NH_3$ -N/L para juveniles.

El establecimiento del proceso de nitrificación en el biofiltro fue perturbado en cierta medida por las condiciones ambientales. Posiblemente las reacciones bioquímicas realizadas por las bacterias nitrificantes durante el proceso, también fueron afectadas, influyendo en el comportamiento de parámetros como el pH, la alcalinidad y oxígeno disuelto (Shammas, 1986; Szewernski et al., 1986). La oxidación biológica del  $NH_4^+$  a  $NO_3^-$  reduce de manera significativa el pH, la alcalinidad y oxígeno disuelto, de

acuerdo con la estequiometría de la reacción de oxidación (ecuación 2). Durante la activación del biofiltro, se observó un incremento inicial en la alcalinidad total; posteriormente, con el inicio de la nitrificación en el biofiltro, este parámetro disminuyó hasta un mínimo que debe corresponder al crecimiento máximo de la población bacteriana. Esto podría explicarse en función de que, el incremento en la concentración de  $\text{NO}_2^-$  observado en esta fase del proceso (figura 5), es típico de sistemas de filtración biológica en activación, lo cual estimula la formación de  $\text{HNO}_2$ , en el equilibrio que en solución acuosa se establece entre el ión nitrito y el ácido nitroso ( $\text{H}^+ + \text{NO}_2^- \rightleftharpoons \text{HNO}_2$ ) con el consecuente consumo de alcalinidad total (Weng y Molof, 1974). El comportamiento de estos parámetros coincide con los observados en los sistemas descritos por Weng y Molof (1974) y Antonie *et al* (1974), en plantas de tratamiento de aguas residuales con sistemas RBC.

La entrada a presión y en forma laminar del agua de la cisterna de almacenamiento hacia la cisterna de tratamiento (Figura 2), proporcionó la aereación suficiente para mantener las concentraciones de  $\text{O}_2$  disuelto en un rango adecuado para desarrollo del proceso de nitrificación. El comportamiento del oxígeno disuelto entre días tuvo más relación con el comportamiento de la temperatura (figura 3). Kaiser y Wheaton (1983) establecieron que bajo concentraciones de oxígeno disuelto de 2 y 4 mg/L, la eficiencia de la nitrificación en sistemas experimentales varía del 40 al 80%, en concentraciones menores a 1 mg  $\text{O}_2/\text{L}$  se fomenta la

presencia de condiciones anaeróbicas con la subsecuente formación de ácido sulfhídrico (Surampalli y Bauman, 1989).

El aumento en la concentración de algunos parámetros como la alcalinidad y el amonio registrada el día 47 podría relacionarse con el recambio parcial del agua del sistema un día antes. Es probable que la dilución de la concentración de amonio-N provocara un impacto adverso a las bacterias nitrificantes, reduciendo las tasas de oxidación. Estas condiciones han sido observadas por varios autores en sistemas los cuales también reportan un incremento en la concentración de  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Bower y Turner, 1983; Nijhof y Bovendeur, 1990). De igual forma, se presume que el recambio de agua diluyó la concentración de  $\text{NO}_3\text{-N}$  en el sistema, lo cual pudo observarse al final del experimento (Figuras 4 y 5).

Las fluctuaciones en la tasa de oxidación de  $\text{NH}_4\text{-N}$  observadas en el transcurso de la primera fase del proceso de nitrificación asociadas a variaciones en la temperatura del agua dificultaron el cálculo de la eficiencia de nitrificación del biofiltro. Por lo que, se determinó calcular el valor de la tasa de oxidación de  $\text{NH}_4\text{-N}$  durante el periodo tiempo en que el comportamiento fuera más regular (días 16 y 20), y después estimar la eficiencia del biofiltro en la eliminación de  $\text{NH}_4\text{-N}$ . De acuerdo con la tasa de oxidación calculada, el biofiltro experimental demostró una eficiencia de nitrificación de  $1.791\text{g NH}_4\text{-N/m}^2\cdot\text{día}$ .

Tomando en cuenta que, la mayor parte del  $\text{NH}_4\text{-N}$  generado en un sistema de cultivo es producto de la utilización del alimento por los organismos (Liao et al., 1974), es posible hacer una estimación de la tasa de producción de  $\text{NH}_4\text{-N}$  dentro del sistema, aplicando la ecuación propuesta por Colt y Armstrong (1981), la cual se describe a continuación:

$$\text{NH}_4\text{-N (g/Kg de alim./día)} = (1.0 - \text{PCF}) * \frac{\text{PL}}{6.25} * 100 \quad (3)$$

Donde, PCF = Factor de conversión de proteína.

PL = Nivel de proteína en la dieta.

Con base en el cálculo de las tasas de producción de  $\text{NH}_4\text{-N}$  teóricas resultantes de las prácticas de alimentación que se aplican para camarones reproductores y larvas, y suponiendo que estas sean las dos fuentes principales generadoras de  $\text{NH}_4\text{-N}$  en el sistema de producción de postlarvas. Es posible estimar el área de filtración requerida por el sistema, para eliminar de manera eficiente el  $\text{NH}_4\text{-N}$ , partiendo del valor de eficiencia en la eliminación de  $\text{NH}_4\text{-N}$  obtenida para el filtro RBC experimental (Tabla 7).

De acuerdo, con la capacidad actual del sistema de cultivo larvario se obtienen las contribuciones de cada una de las fuentes en la producción de  $\text{NH}_4\text{-N}$ :

(i) AREA DE MADURACION Y REPRODUCCION

Capacidad actual = 2 tinas ; Densidad = 10 cam/tina ;  
Total camarones = 20 ; Peso promedio = 40g ;  
Biomasa total = 800g ; Tasa de alimentación = 5% ;  
Dosis de alimento por día = 40g ; Nivel de proteína = 35%

Tomando como especie base a *Penaeus vannamei*, la utilización aparente de proteína (PER) para este camarón es de alrededor de 0.3 (Lim y Domini, 1990), este valor se puede tomar como una aproximación del FCP para sustituirlo en la ecuación 3, de donde se obtiene la siguiente tasa de producción de  $\text{NH}_4\text{-N}$ ;

$$\text{NH}_4\text{-N (g/Kg de alim./día)} = (1.0 - 0.3) * \frac{35}{6.25} * 100 \\ = 392$$

$$\text{de donde } (392) * (0.04) = \underline{15.68 \text{ NH}_4\text{-N g/día.}}$$

(ii) AREA DE CULTIVO LARVARIO.

Capacidad actual = 1350 L ;  
Densidad = 40 larvas/L ; Total larvas = 54000 ;  
(\*Dosis de alimento por día = 3 nauplios de artemia/ml ;  
Total de nauplios de artemia = 4'050,000 ;  
(\*Peso promedio nauplios de artemia = 0.01mg ;  
Biomasa total artemia = 40.5g ;  
(\*\*)Nivel de proteína artemia = 50% .

(\* a partir de protozoa; Liao et al (1983).

(\*\*) Torrentera y Tacon (1989).

Tomando el mismo valor para el FCP (PER) se obtiene la siguiente tasa de producción de  $\text{NH}_4\text{-N}$  para larvas:

$$\text{NH}_4\text{-N (g/Kg de alim./día)} = (1.0 - 0.3) * \frac{50}{6.25} * 100$$
$$= 560$$

$$\text{de donde } (560) * (0.0405) = \underline{22.68 \text{ NH}_4\text{-N g/día.}}$$

(iii) TASA TEORICA DE PRODUCCION DE  $\text{NH}_4\text{-N}$  g/día PARA EL SISTEMA Y EFICIENCIA DE ELIMINACION DE AMONIO.

La producción total de amonio dentro del sistema de producción de postlarvas generado por las actividades de alimentación, se calcula por medio de la sumatoria de los valores teóricos de producción de amonio obtenidos para los reproductores durante la maduración y las larvas durante el cultivo:

$$\text{Reproductores + Larvas} = 15.68 + 22.68 = \underline{38.36 \text{ NH}_4\text{-N/día. (i)}}$$

Con base en la eficiencia de biofiltración del RBC y el área total de filtración (Tabla 7), se obtiene el siguiente valor de eliminación de  $\text{NH}_4\text{-N}$ :

$$1.791 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{/día} * 15.7 \text{ m}^2 = \underline{28.1187 \text{ g NH}_4\text{-N/día. (ii)}}$$

A partir de los resultados obtenidos en las ecuaciones anteriores (i é ii) y los resultados de la tabla 7, es posible hacer las siguientes estimaciones;

Tabla 8. Producción teórica de amonio, eliminación por filtración RBC y requerimientos estimados de sustrato (área de filtración).

	Teórica	Actual	Déficit
Producción de amonio en el sistema. (g NH <sub>4</sub> -N/día)	36.36	---	---
eliminación de amonio por el RBC. (g NH <sub>4</sub> -N/día)	38.36	28.12	10.24
Area de filtración requerida.	21.42 m <sup>2</sup>	15.7 m <sup>2</sup>	5.72 m <sup>2</sup>

De acuerdo con la tabla 8, se estima que suponiendo las condiciones teóricas de operación del laboratorio de cultivo de postlarvas, la producción de amonio generada superaría en 10.24 g NH<sub>4</sub>-N/día, a la eficiencia de eliminación de amonio del sistema de filtración RBC. Por lo que se debe incrementar el área actual de filtración en 5.72 m<sup>2</sup>, para poder eliminar eficientemente por medio de biofiltración todo el amonio generado en el sistema.

Las características de material, diseño y funcionamiento del RBC experimental, demuestran ciertas ventajas al utilizar de este tipo de sistemas de tratamiento biológico en la acuicultura. Del presente trabajo se desprende una ventaja muy importante que tiene que ver con el fundamento principal, que es la rotación de los



contactores (discos, sustrato aleatorio, etc). Los RBC para uso en plantas de tratamiento y a escala piloto en acuicultura requieren de un motor para rotar el sustrato filtrante dentro del agua de desecho, lo cual implica un costo por demanda energética, operación y mantenimiento (Antonie *et al.*, 1974). El RBC experimental diseñado no requirió de un motor para hacer girar al prisma dentro del agua de desecho, la energía para lograr el movimiento fue proporcionada por el flujo de la misma agua afluyente, de acuerdo, con el principio hidráulico que se aplica para hacer girar una turbina de impulso (Encinas, 1980). La eliminación de costos de energía eléctrica y mantenimiento del motor, que se pueden obtener de la aplicación de sistemas de filtración biológica similares al propuesto en el experimento, puede hacer aun más atractiva la aplicación de los Contactores Biológicos Rotatorios en sistemas de recirculación para cultivo de organismos acuáticos.

## **7. CONCLUSIONES.**

- (1) La operación de sistemas de recirculación utilizando Contactores Biológicos Rotatorios (RBC), construidos a partir de materiales no convencionales, puede representar una alternativa eficiente de biofiltración a bajo costo en acuicultura, si las condiciones ambientales se apegan a los requerimientos de las especies bacterianas nitrificantes.

- (2) Es posible, con RBC de diseños similares al empleado en el presente trabajo, prescindir de una fuente de energía eléctrica al emplear el principio hidráulico de la turbina de impulso.
- (3) Bajo las condiciones experimentales empleadas, la nitrificación completa se logró aparentemente en un periodo de 43 días.
- (4) Con base en los valores de la concentración de amonio-N, observados después de quedar establecida la primera fase (oxidación de amonio a nitrito) y a los valores de la concentración de nitrito-N, después de quedar aparentemente establecida la nitrificación (oxidación de amonio-N => nitrito-N => nitrato-N) en el RBC. Se pudo observar que, la calidad del agua del sistema de recirculación se mantuvo dentro de niveles aceptables para cultivo de camarones penelidos mediante biofiltración del agua marina empleando un RBC experimental.
- (5) La eficiencia del RBC experimental en la eliminación de amonio-N del sistema de recirculación fue de 1.791 g  $\text{NH}_4\text{-N/m}^3\cdot\text{día}$ .
- (6) Considerando la eficiencia de biofiltración a partir de la eliminación de los compuestos nitrogenados potencialmente

tóxicos ( $\text{NH}_3\text{-N}$  y  $\text{NO}_2\text{-N}$ ), se estima que el área de filtrado biológico actual no es suficiente para eliminar los desechos metabólicos generados por carga biológica de rutina (teóricos) en el laboratorio de producción larvaria. Por lo que, se recomienda incrementar por lo menos  $5.72 \text{ m}^2$  de sustrato de filtración a la superficie actual, para lograr una eliminación de amonio eficiente por filtración con el RBC.

## 8. BIBLIOGRAFIA.

- Allan, G.L., G.B. Maguire, S.J. Hopkins, 1990. ACUTE AND CHRONIC TOXICITY OF AMMONIA TO JUVENILE *Metapenaeus macleayi* AND *Penaeus monodon* AND THE INFLUENCE OF LOW DISSOLVED-OXYGEN LEVELS. *Aquaculture*, 91: 265-280.
- Antonie, R.L., D.L. Kluge and J.H. Mielke, 1974. EVALUATION OF A ROTATING DISK WASTEWATER TREATMENT PLANT. *J.Wat.Poll.Control Fed.*, 46: 498-511.
- APHA, 1976. STANDARD METHODS. For the examination of water and Wastewater. 4th edition. American Public Health Association, 1015 Eighteenth Street NW, Washington, USA, 1193p.
- AQUACOP, 1983. INTENSIVE LARVAL REARING IN CLEAR WATER OF *Macrobrachium rosenbergii* (DE MAN, ANUENUE STOCK ) AT THE CENTRE OCEANOLOGIQUE DU PACIFIQUE, TAHITI. In: (Edit.) J.P.McVey, CRC Handbook of Mariculture Vol.I Crustacean Aquaculture, CRC Press Inc., Boca Raton, Flo., USA, Pags: 179-188.
- Bower, C.E., and D.T. Turner, 1981. ACCELERATED NITRIFICATION IN NEW SEAWATER CULTURE SYSTEMMS: EFECTIVENESS OF COMMERCIAL ADDITIVES AND SEED MEDIA FROM ESTABLISHED SYSTEMS. *Aquaculture*, 24: 1-9.
- \_\_\_\_\_ 1983. NITRIFICATION IN CLOSED SEAWATER CULTURE SYSTEMS: EFFECTS OF NUTRIENT DEPRIVATION. *Aquaculture*, 34: 85-92.
- Callely, A.G., C.F.Forster, D.A.Staford, 1977. TREATMENT OF INDUSTRIAL EFFLUENTS. Hodder & Stoughton, London. 378p
- Campbell, J.W., 1973. NITROGEN EXCRETION. In: 279-316, (Eds) C.L.Prosser and W.B. Sanders, Comparative animal physiology, Philadelphia, USA, 966p.
- Carmignani, G.M. and J.P.Bennett, 1977 . RAPID START-UP OF A BIOLOGICAL FILTER IN A CLOSED AQUACULTURE SYSTEM. *Aquaculture* 11: 85-88.
- Clark, J.C., W.Viessman Jr and M.J.Hammer, 1977. WATER SUPPLY AND POLLUTION CONTROL 3th edition. Harper & Row Publish., New York, USA, 857p.
- Collins, M.T., J.Gratzek, E.B.Shotts Jr, D.L.Dawe, L.M.Campell and D.R.Senn, 1975. NITRIFICATION IN AN AQUATIC RECIRCULATING SYSTEM. *J.Fish.Res.Board Can.*, 32: 2025-31.

- Colt, J.E., and D.A. Armstrong, 1981. NITROGEN TOXICITY TO CRUSTACEANS, FISH AND MOLLUSCS. In: 34-43, (Eds) L.J. Allen and E.C. Kinney, Procc. Bio-Engineering Symp. Fish Culture, Fish Culture Section, American Fisheries Soc. (FCS Publ. 1), 307p.
- Chin, T-S., and J-C. Chen, 1987. ACUTE TOXICITY OF AMMONIA TO LARVAE OF THE TIGER PRAWN, *Penaeus monodon*. Aquaculture, 66: 247-253.
- Encinas, M.P., 1980. TURBOMAQUINAS HIDRAULICAS. Principios fundamentales. 2a edición, Limusa, S.A., México. 291p.
- Forster, J.R.M., and T.W. Bear, 1974. EXPERIMENTS TO ASSESS THE SUITABILITY OF NINE SPECIES OF PRAWNS FOR INTENSIVE CULTIVATION. Aquaculture 3: 355-68.
- Forster, C.F., 1977. BIO-OXIDATION. In: 65-83, (Eds) A.G. Callely, C.F. Forsters and D.A. Stafford, Treatment of Industrial Effluents, Hodder & Stoughton, London, 378p.
- Gordillo Martínez, M.A. (Inedito), 1987. UTILIZACION DEL FILTRO DE DISCOS ROTATORIOS BIOLÓGICOS (RBD) EN UN SISTEMA DE RECIRCULACION PARA LA OBTENCION DE POST-LARVAS DE LANGOSTINO *Macrobrachium rosenbergii*. Informe Técnico de Titulación. Inst. Tec. Mar. SEP., Boca del Río, Ver., México., 60p.
- Hirayama, K. 1974. WATER CONTROL BY FILTRATION IN CLOSED CULTURE SYSTEMS. Aquaculture, 4: 369-85.
- Hittlebaugh, J.A., and R.D. Miller, 1981. OPERATIONAL PROBLEMS WITH ROTATING BIOLOGICAL CONTACTORS. J. Wat. Poll. Control Fed., 53 (8): 1283-93.
- Kaiser, G.E., and F.W. Wheaton, 1983. NITRIFICATION FILTERS FOR AQUATIC CULTURE SYSTEMS: STATE OF THE ART. Procc. World Maricul. Soc., 8: 335-69.
- Kennedy, R.M., 1980. RECYCLING AND REUSE OF WATER FOR THE INTENSIVE CULTURE OF SHRIMP. Res. Report. M.Sc., Envir. Enginn. Univ. Houston., Cullen Colleg. of Enginn., USA, 35p.
- Krüner, G., and H. Rosenthal, 1987. CIRCADIAN PERIODICITY OF BIOLOGICAL OXIDATION UNDER THREE DIFFERENT OPERATIONAL CONDITIONS. Aquacultural Engineering, 6: 79-96.
- Liao, P.B., Kramer, Chin & Mayo Inc., 1974. AMMONIA PRODUCTION TO FISH CULTURE SYSTEM PLANNING AND DESIGN. Kramer, Chin & Mayo Inc. Consulting Enginners, Architects, Applied Scientists. Seattle, Wash, USA. Technical reprint No 35.

- Liao, C.I., H-M. Su and J-H. Lin, 1983. LARVAL FOODS FOR PENAEID PRAWNS. In: 43-69, (Ed) J.P. Mc Vey, CRC Handbook of Mariculture Vol.I, Crustacean Aquaculture, CRC Press Inc., Boca Raton, Flo., USA.
- Lim, C. and W. Dominy, 1990. EVALUATION OF SOYBEAN MEAL AS A REPLACEMENT FOR MARINE ANIMAL PROTEIN IN DIETS FOR SHRIMP (*Penaeus vannamei*). Aquaculture, 87: 53-63.
- Lin, D.S., D.H. Schnepfer and R.L. Evans, 1986. A CLOSE LOOK AT CHANGES OF BOD<sub>5</sub> IN A REC SYSTEM. J.Wat.Poll.Control Fed., 58: 757-63.
- Lucchetti, G.L., and G.A. Gray, 1988. WATER REUSE SYSTEM: A review of principal components. Prog.Fish-Cult. 50; 1-6.
- Millurs, E.G., and S.G. Lisbey, 1985. EVALUATION OF THREE BIOLOGICAL FILTERS SUITABLE FOR AQUACULTURAL APLICATIONS. J.World.Maricul.Soc., 16: 158-68.
- Mock, C.R., L.R.Ross, and B.R.Salser, 1977. DESIGN AND PRELIMINARY EVALUATION OF A CLOSED SYSTEM FOR SHRIMP CULTURE. J.World.Maricul.Soc., 8: 335-57.
- Muir, J.F., 1981. MANAGEMENT AND COST IMPLICATIONS IN RECIRCULATING WATER SYSTEMS. In: 116-127. (Eds) L.J. Allen and E.C. Kinney, Procc. Bio-Enginnering Symp.Fish Culture., Fish Culture Section, American Fisheries Soc, (FCS Publ. 1), 307p.
- \_\_\_\_\_ 1982. RECIRCULATED WATER SYSTEMS IN AQUACULTURE. In: 359-447, (Eds) J.F.Muir & R.J.Roberts, Recent Advances in Aquaculture, Croom Helm Westview Press, Color, USA.
- Nijhof, M., and J. Bovendeur. 1990. FIXED FILM NITRIFICATION CHARACTERISTICS IN SEA-WATER RECIRCULATION FISH CULTURE SYSTEMS. Aquaculture, 87: 133-43.
- Perfettini, J., and M. Bianchi, 1990. THE COMPARISON OF TWO SIMPLE PROTOCOLS DESIGNED TO INITIATE AND STIMULATE AMMONIA OXIDATION IN CLOSED AQUACULTURE SYSTEMS. Aquaculture, 88: 179-88.
- Poole, B.M., 1983. FILTRATION TECHNIQUE FOR RECIRCULATING AQUACULTURE SYSTEMS. Procc.World Maricul.Soc., 14: 485-94.
- Poon, C.P.C., Y.L.Chao and W.J.Mikucki, 1979. FACTORS CONTROLLING ROTATING BIOLOGICAL CONTACTORS PERFORMANCE. J.Wat.Poll.Control Fed., 51(3): 601-11.
- Poon, C.P.C., H.K.Chin, E.D.Smith, W.J.Mikucki, 1981. UPGRADING WITH ROTATING BIOLOGICAL CONTACTORS FOR AMMONIA NITROGEN REMOVAL. J.Wat.Poll.Control Fed., 53(7): 1158-65.

- Rogers, G.L., and S.L. Klemetson, 1985. AMMONIA REMOVAL IN SELECTED AQUACULTURE WATER REUSE BIOFILTERS. *Aquacultural Engineering*, 4: 135-54.
- Sandifer, P. and I.J. Smmith, 1977. INTENSIVE REARING OF POST-LARVAL MALAYSIAN PRAWN (*Macrobrachium rosenbergii*) IN A CLOSED CYCLE NURSERY SYSTEM. *J.World.Maricul.Soc.*, 8: 225-35.
- Shammas, N.K., 1986. INTERACTIONS OF TEMPERATURE, pH AND BIOMASS ON THE NITRIFICATION PROCESS. *J.Wat.Poll.Control Fed.*, 58: 52-59.
- Spotte, S., 1979. FISH AND INVERTEBRATE CULTURE Water Management in Closed Systems 2nd Edition, John Wiley & Sons, New York, USA., 179p.
- Srna, R., 1975. A MODULAR NITRIFIATION FILTER DESIGN BASED ON A STUDY OF KINETICS OF NITRIFICATION OF MARINE BACTERIA. *J.World.Maricul.Soc.*, 6: 463-78.
- Stickney, R.R., 1979. PRINCIPLES OF WARMWATER AQUACULTURE, John Wiley & Sons Inc., New York, USA, 375p.
- Strickland J.D.H., and T.R. Parsons, 1972. A PRACTICAL HANDBOOK OF SEAWATER ANALYSIS 2nd Edition, Fish.Res.Board.Can. Ottawa., Bull., 167.
- Surampalli, R.Y. and E.R. Baumann, 1989. SUPPLEMENTAL AEREATION ENHANCED NITRIFICATION IN A SECONDARY RBC PLANT. *J.Wat.Poll.Control Fed.*, 61: 200-7.
- Szwerinski, H., E. Arvin, P. Harremoës, 1986. pH-DECREASE IN NITRIFYING BIOFILMS. *Wat.Res.*, 20: 971-76.
- Torrentera, L. and A.G.J. Tacon, 1989. LA PRODUCCION DE ALIMENTO VIVO Y SU IMPORTANCIA EN ACUACULTURA. FAO GCP/RLA/075/ITA Doc. campo 12. 90p.
- Weng, C.N., and A.H. Molof, 1974. NITRIFICATION IN THE BIOLOGICAL FIXED-FILM ROTATING DISK SYSTEM. *J.Wat.Poll.Control Fed.*, 46: 1674-85.
- Wheaton, F.W., 1979. AQUACULTURE ENGINEERING, John Wiley & Sons, New York, USA., 700p.
- Wickins, J.F., 1976. THE TOLERANCE OF WARM-WATER PRAWN TO RECIRCULATED WATER. *Aquaculture*, 9: 19-37.