



Latin American Journal of Aquatic Research

E-ISSN: 0718-560X

lajar@ucv.cl

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso
Chile

Ramos, Roberto; Vinatea, Luis; Costa, Rejane da
Tratamiento de efluentes del cultivo de Litopenaeus vannamei por sedimentación y filtración por la
ostra Crassostrea rhizophorae
Latin American Journal of Aquatic Research, vol. 36, núm. 2, 2008, pp. 235-244
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso
Valparaiso, Chile

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=175014503006>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Research Article

Tratamiento de efluentes del cultivo de *Litopenaeus vannamei* por sedimentación y filtración por la ostra *Crassostrea rhizophorae*

Roberto Ramos¹, Luis Vinatea² & Rejane da Costa³

¹Departamento de Acuicultura, Facultad de Recursos del Mar, Universidad de Antofagasta, Chile

²Laboratório de Camarão Marinho, Barra da Lagoa, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil

³Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil

RESUMEN. A escala de laboratorio se evaluaron las eficiencias de remoción del material particulado y nutrientes disueltos desde efluentes de cultivo de *Litopenaeus vannamei*, utilizando un sistema combinado de dos fases, sedimentación y filtración por la ostra *Crassostrea rhizophorae*, empleando tres tiempos de retención hidráulica (TRH) del efluente, 6, 12 y 24 h. En la fase de sedimentación, se emplearon estanques de 100 L en los cuales fueron colocados 90 L de efluente. En la fase de filtración, se utilizaron estanques de 50 L en los cuales se colocaron 20 L del efluente sobrenadante correspondiente a cada TRH de la fase de sedimentación. Cada unidad experimental de la fase de filtración fue sembrada con 15 ejemplares adultos de ostras con un peso promedio de 80 g manteniendo una biomasa de 1.200 g estanque⁻¹. Se utilizó un estanque control para cada TRH, conteniendo solamente conchas de ostras sin animal. Los resultados indicaron que en la fase de sedimentación el mejor desempeño fue alcanzado en el tiempo de 24 h, con 56,1% de remoción para la turbidez, 36,3% para los sólidos volátiles totales, la DBO₅ con 31,0% y el amonio con 21,4%. En la fase de filtración, la mayor eficiencia de remoción fue alcanzada en el tiempo de 6 h, con valores de 62,1% para la turbidez, 69,4% para los sólidos disueltos totales, 35,4% para los sólidos volátiles totales, 100% para la clorofila *a* y 17,2% para la DBO₅, en relación a los valores del estanque control. En esta fase, el amonio presentó un aumento en su concentración en todos los TRH. Calculadas las eficiencias de remoción con las dos fases integradas: sedimentación y filtración, en el tiempo de 6 h, en relación al efluente bruto, el desempeño mejoró significativamente alcanzando valores de 69,3% para la turbidez, 69,0% para los sólidos disueltos totales, 41,3% para los sólidos volátiles totales y 100% para la clorofila *a*.

Palabras clave: efluentes, camarón, sedimentación, filtración, ostras, Brasil.

Treatment of *Litopenaeus vannamei* farming effluents by sedimentation and oyster *Crassostrea rhizophorae* filtration

ABSTRACT. Efficiency in removing particulate matter and dissolved nutrients from *Litopenaeus vannamei* shrimp farming effluents was evaluated at laboratory scale employing a combined two-stage system of sedimentation and filtration by the oyster *Crassostrea rhizophorae*; three hydraulic residence times (HRT) were used: 6, 12, and 24 h. For the sedimentation process, 100-L tanks were filled with 90 L of the effluent. For the filtration process, 50-L tanks were filled with 20 L of the effluent supernatant corresponding to each HRT of the sedimentation stage. All experimental units were seeded with 15 adult oysters with a mean weight of 80 g and a biomass of 1200 g tank⁻¹. One tank with empty oyster shells was used as a control for each HRT. The results showed that, in the sedimentation process, the best performance was obtained at 24 h, with 56.1% removal by turbidity, 36.3% by total volatile solids, 31.0% by BOD₅, and 21.4% by ammonium. In the filtration process, removal efficiency was highest at 6 h, with 62.1% removal by turbidity, 69.4% by total suspended solids, 35.4% by total volatile solids, 100% by chlorophyll *a*, and 17.2% by BOD₅, when compared with the control tank. In the filtration process, the ammonium concentration increased for all HRTs. The integrated removal efficiency for the sedimentation and filtration processes showed significantly improved performance at

6 h, as compared to the untreated effluent, reaching 69.3% removal by turbidity, 69.0% by total suspended solids, 41.3% by total volatile solids, and 100% by chlorophyll *a*.

Keywords: effluent, shrimp, sedimentation, filtration, oyster, Brazil.

Corresponding author: Roberto Ramos (rрамос@uantof.cl)

INTRODUCCIÓN

A partir del año 2003 Brasil se consolidó como el principal productor de camarones de Latinoamérica superando a países como Ecuador y México, que tradicionalmente ocupaban el primer y segundo lugar, respectivamente (Rocha, 2005). De esta forma, Brasil afianza su posición de líder en el hemisferio, pasando a ocupar el sexto lugar entre los países productores de camarones cultivados en el mundo (Rodrigues, 2005).

A pesar de estas expectativas positivas no se puede desconocer que el cultivo de camarones presenta riesgos significativos desde el punto de vista ambiental. El crecimiento desordenado de los cultivos de camarones en varias regiones del planeta llevó a la degradación ambiental, aparición de enfermedades y caída de la producción. Países como China, Tailandia, Indonesia, Taiwán y Ecuador ya fueron líderes en la producción de camarones cultivados y enfrentaron grandes caídas en la producción. Estos países tuvieron en común un rápido crecimiento de la producción, bajo control ambiental y consecuentemente, la aparición de enfermedades (Browdy & Hopkins, 1995).

Si no existe una adecuada planificación territorial, y de la producción y buen manejo de los estanques, el cultivo de camarones puede provocar efectos adversos en la calidad del agua de los ambientes que reciben los efluentes (Costanzo *et al.*, 2004). La carcinocultura puede provocar impactos ambientales en función de: la localización de los estanques; el manejo y aplicaciones tecnológicas durante las operaciones de cultivo; el tamaño o escala de la producción y la capacidad del ambiente para recibir las aguas efluentes del cultivo (Paez-Osuna, 2001).

Los problemas más frecuentes ocasionados por la carcinocultura son la contaminación de los cuerpos de aguas naturales con nutrientes y materia orgánica debido al lanzamiento de efluentes no procesados (Pruder, 1992; Sandifer & Hopkins, 1996; Paez-Osuna *et al.*, 1997), acumulación de material en suspensión transportado por los efluentes de las camaroneras en áreas de estuario o de manglares (Nascimento *et al.*, 1998), enfermedades y devastación de áreas de manglares y estuarios para la implantación de camaroneras (Paez-Osuna *et al.*, 1997).

Estudios realizados por Paez-Osuna *et al.* (1997) y Xie *et al.* (2004) determinaron que independiente del sistema de producción utilizado, semi-intensivos y/o intensivos en el cultivo de camarones marinos, hay incrementos considerables en los niveles de sólidos suspendidos, clorofila *a* y nutrientes en el ambiente que recibe el efluente. Estos problemas han aumentado la preocupación de la sociedad sobre la sustentabilidad ambiental de este tipo de actividad (Wang, 1990; Jones *et al.*, 2001).

Además de los aspectos legales propios que regulan la acuicultura y las exigencias ambientales, es necesario también desarrollar tecnologías que permitan el tratamiento y mejoramiento de la calidad de los efluentes generados en el proceso productivo. Entre las alternativas que se proponen para minimizar los impactos ambientales del cultivo de camarones marinos, está la utilización de estanques de sedimentación para reducir los sólidos disueltos (Boyd, 1992; Teichert-Coddington *et al.*, 1999; Nunes, 2002), eliminación o reducción de los cambios de agua a lo largo del período de cultivo (Hopkins, 1995; Samocha *et al.*, 2004), uso de humedales (wetland) como filtros (Tilley *et al.*, 2002; Souza, 2003) y remoción biológica de materia orgánica e inorgánica mediante la utilización de moluscos filtradores (Shpigel & Neori, 1996; Shpigel *et al.*, 1997; Jara-Jara *et al.*, 1997; Nascimento *et al.*, 1998; Lefebvre *et al.*, 2000), remoción de nutrientes por microalgas y macroalgas (Wong *et al.*, 1995; Pagand *et al.*, 2000; Nelson *et al.*, 2001) y tratamientos combinados de moluscos, macroalgas y sedimentación (Neori *et al.*, 1998; Jones *et al.*, 2001, 2002; Preston *et al.*, 2003).

Considerando que la problemática del tratamiento de los efluentes generados por el proceso de cultivo del camarón, es un aspecto que cada día tiene más importancia por los impactos que generan en el ambiente, en el presente estudio, en condiciones controladas de laboratorio, se pretende determinar la eficiencia de remoción de material particulado y nutrientes disueltos en el efluente del cultivo de *Litopenaeus vannamei*, utilizando procesos de sedimentación y filtración por la ostra *Crassostrea rhizophorae* en tres tiempos de retención hidráulica del efluente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Material biológico

El experimento se desarrolló en dependencias del Laboratorio de Camarones Marinos (LCM), Universidad Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, Brasil. Los individuos adultos de la ostra *Crassostrea rhizophorae* se obtuvieron en la estación de maricultura que dispone el Laboratorio de Moluscos Marinos (LMM) de la UFSC, en la localidad de Sambaquí, Florianópolis, Brasil. Las ostras utilizadas provenían de semillas producidas en laboratorio (LMM) y cultivadas en sistemas suspendidos en el mar. En el laboratorio, los organismos se mantuvieron en aclimatación por una semana en estanques de 125 L de capacidad, alimentados diariamente con una mezcla de microalgas de las especies *Chaetoceros calcitrans* y *Thalassiosira fluviatilis*.

Los estanques de aclimatación fueron implementados con líneas individuales de aire. Se realizaron cambios diarios del 60% del volumen de agua, para mantener los niveles de oxígeno disuelto cercanos a la saturación. Previo al experimento, las ostras fueron revisadas exteriormente para conocer su estado sanitario, aquellos individuos con buena apariencia, concha cerrada y sin incrustantes, fueron seleccionados y mantenidos en ayuno por 24 h, antes de iniciar el estudio.

Características del efluente

El efluente estudiado fue obtenido de la hacienda experimental de camarones Yakult, propiedad de la Universidad Federal de Santa Catarina, situada en el municipio de Barra del Sur ($26^{\circ}32'S$, $48^{\circ}39'W$), litoral norte del Estado de Santa Catarina, Brasil. En el momento de la colecta, el estanque muestreado tenía 30 días de cultivo, sembrado con camarones juveniles de *Litopenaeus vannamei* a una densidad de 30 ind m^{-2} , utilizando método semi-intensivo de producción.

Para colectar el efluente desde el estanque de cultivo se simuló un recambio de agua. Después de 5 min de vaciamiento del estanque se llenaron recipientes plásticos de 60 L de capacidad, los que fueron mantenidos en oscuro antes de ser trasladados al laboratorio. Una vez en el laboratorio, los sólidos fueron resuspendidos mediante agitación mecánica, luego se colectaron muestras de agua de 500 mL para analizar los parámetros físicos y químicos del efluente.

Condiciones experimentales

En el estudio se compararon tres tiempos de retención hidráulica (TRH) del efluente, empleándose 6, 12 y 24 h en las fases de sedimentación y filtración por ostras.

Para evaluar la eficiencia de remoción del material particulado y nutrientes disueltos en la fase de sedimentación, se emplearon tres estanques cilindro cónicos de color negro con un volumen total de 100 L (Fig. 1). En cada unidad experimental se colocaron 90 L de efluente bruto del cultivo de camarón, el cual permaneció estático, sin aireación, durante los tiempos experimentales establecidos. Posteriormente, el efluente sobrenadante de cada TRH fue transferido para sus correspondientes unidades experimentales de la segunda fase del tratamiento, proceso de filtración. El efluente restante, aproximadamente los últimos 10 cm del cono del estanque, del proceso de sedimentación fue descartado.

Para la fase de filtración, se utilizaron 12 estanques experimentales cilindro cónicos negros con un volumen total de 50 L (Fig. 1). En cada unidad experimental se introdujeron 15 ostras adultas con un peso promedio de 80 g y una biomasa de 1200 g por estanque. En esta fase, cada tiempo experimental fue evaluado

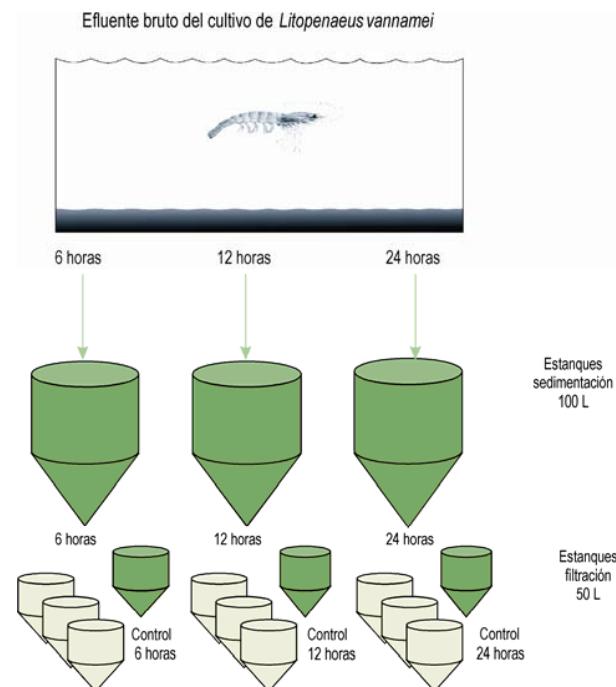


Figura 1. Diseño experimental con la disposición de los estanques en los procesos de sedimentación y filtración.

Figure 1. Experimental design to the layout of the tanks in sedimentation and filtration process.

en triplicado, utilizando 20 L del efluente transferido de su correspondiente estanque de sedimentación. Se mantuvo un estanque control para cada TRH evaluado en el proceso de filtración, los cuales contenían solamente conchas de ostra sin animal. Todos los estanques experimentales y control, de cada tiempo evaluado en la fase de filtración, fueron implementados con líneas individuales de aire para mantener los niveles de oxígeno constante.

En la fase de sedimentación y de filtración, los tres TRH evaluados fueron aleatoriamente designados en cada estanque. Las variables de calidad de agua, oxígeno disuelto ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad y pH fueron determinados mediante el instrumento multiparámetros YSI modelo MP 556. La turbidez fue medida con un turbidímetro marca HACH modelo XR y los valores expresados en unidades nefelométricas de turbidez (NTU). La clorofila *a* fue extraída con una solución de etanol y determinada por espectrofotometría según metodología propuesta por Nush (1980). Las muestras de agua para determinar la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) fueron incubadas por cinco días en un equipo HACH modelo BOD TRACK de acuerdo con Standard Methods (1989). Los sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos volátiles totales (SVT) se determinaron usando el método descrito por Standard Methods (1989). Un volumen de agua conocido fue filtrado con un filtro de fibra de vidrio Whatman GF/C previamente pesado y secado (110°C), posteriormente el filtro fue secado a 60°C por 24 h, la diferencia entre el peso inicial y final resulta en los sólidos suspendidos totales. Los sólidos volátiles totales fueron determinados por la pérdida de peso por combustión de la muestra (500°C , 12 h). El amonio (N-NH_4) disuelto se analizó en el Laboratorio de Camarones Marinos (LCM) utilizando el fotocolorímetro micro-procesado Modelo AT2K8 de la empresa Alfa-kits™, según la metodología de Standard Methods (1989).

Para evaluar la eficiencia de remoción (ER), expresada en porcentaje, en los tratamientos de sedimentación y filtración se empleó la relación propuesta por Paniagua & García (2003):

$$\text{ER (\%)} = [(\text{Concentración afluente} - \text{Concentración efluente}) / \text{Concentración afluente}] \cdot 100$$

Análisis estadístico

Los pesos iniciales de las ostras, entre réplicas de cada tratamiento, se compararon mediante análisis de varianza (ANOVA) para determinar posibles diferencias.

Antes de la aplicación del análisis de varianza se determinó la normalidad y homogeneidad de los datos mediante la aplicación del test de Kolmogorov-

Smirnov y Bartlet, respectivamente. Cuando se detectaron diferencias significativas ($p < 0,05$) a través de la ANOVA, se utilizó el test de Tukey ($p < 0,05$). Los valores de los porcentajes de remoción, tanto en el proceso de sedimentación como de filtración se transformaron a sus equivalentes arco seno antes de la aplicación del análisis de varianza. Para los diferentes procedimientos estadísticos se utilizó el programa computacional Assistat versión 7.4 Beta (Silva & Azevedo, 2006).

RESULTADOS

Los resultados de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH indicaron que estos parámetros se mantuvieron constantes durante las dos fases experimentales. De esta manera, se determinó que los valores registrados en el efluente bruto (sin tratamiento), no presentaron grandes diferencias cuando fueron comparados con los valores encontrados en las fases de sedimentación y filtración (Tabla 1).

La diferencia más notoria fue registrada en la disminución del oxígeno disuelto en el estanque de sedimentación en el tratamiento de 24 h de residencia del efluente, que al final del proceso alcanzó a $3,8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Esta caída del oxígeno se explica por el prolongado del periodo de decantación del efluente en condiciones anaeróbicas, provocando el consumo del oxígeno por la respiración de los microorganismos presentes en el agua. Los valores de oxígeno disuelto se incrementaron principalmente en los estanques de la fase de filtración y en el control (sin ostreras), en todos los tiempos evaluados debido a la incorporación en cada unidad experimental de una línea individual de aire (Tabla 1).

En la fase de sedimentación, la mayor eficiencia de remoción de la turbidez se observó en el tratamiento de 24 h de TRH con 56,1% con diferencias significativas ($p < 0,05$) respecto a los tratamientos de 6 (20,4%) y 12 h (18,7%). La remoción de los sólidos suspendidos totales fue de 35,7% para 6 h de TRH, presentando diferencias significativas respecto a los tratamientos de 12 y 24 h ($p < 0,05$). En la eficiencia de remoción de los sólidos volátiles totales, el mejor desempeño se determinó en el tratamiento de 24 h de TRH con 36,3%, siendo estadísticamente diferente ($p < 0,05$) a los tratamientos de 6 y 12 h.

La clorofila *a* muestra valores de remoción apropiada en los tres tiempos estudiados, presentando diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$). El TRH de 12 h presenta un valor de 59,2% de remoción, valor significativamente ($p < 0,05$) superior en su desempeño que en 6 (50,0%) y 24 (50,0%) h (Tabla 2).

Tabla 1. Valores promedios ($3n \pm DS$) de los parámetros físicos y químicos de la calidad del agua en el proceso de sedimentación y filtración en los diferentes TRH evaluados.

Table 1. Means values ($3n \pm SD$) of chemical and physical water quality parameters in the sedimentation and filtration processes at different HRT evaluated.

Tratamientos	Temperatura (° C)	Unidades de Salinidad (%)	Oxígeno disuelto (mg O ₂ L ⁻¹)	pH
Efluente bruto	21,7 ± 0,1	18,5 ± 0,0	4,3 ± 0,1	7,6 ± 0,0
Sedimentación 6 h	21,9 ± 0,6	18,6 ± 0,0	5,1 ± 0,1	8,2 ± 0,0
Sedimentación 12 h	21,5 ± 0,0	18,0 ± 0,0	5,2 ± 0,1	8,5 ± 0,1
Sedimentación 24 h	21,3 ± 0,1	17,5 ± 0,0	3,8 ± 0,2	7,6 ± 0,0
Filtración 6 h	19,9 ± 0,1	19,0 ± 0,0	5,6 ± 0,3	8,9 ± 0,4
Control 6 h filtración	21,9 ± 0,6	18,7 ± 0,0	6,5 ± 0,0	8,2 ± 0,1
Filtración 12 h	19,6 ± 0,1	19,0 ± 0,0	5,7 ± 0,2	8,8 ± 8,1
Control 12 h filtración	21,9 ± 0,1	17,6 ± 0,1	5,0 ± 0,2	8,0 ± 0,1
Filtración 24 h	22,1 ± 0,1	18,4 ± 0,0	5,1 ± 0,2	8,2 ± 0,1
Control 24 h filtración	21,9 ± 0,1	17,6 ± 0,1	5,4 ± 0,1	8,2 ± 0,2

Tabla 2. Valores promedios ($3n \pm DS$) del proceso de sedimentación en los tres TRH evaluados. SST: sólidos suspendidos totales, SVT: sólidos volátiles totales, CLO-a: clorofila a, DBO: demanda biológica de oxígeno.

Table 2. Mean values ($3n \pm SD$) in the sedimentation process in the three HRT evaluated. SST: total suspended solids, SVT: total volatile solids, CLO-a: chlorophyll a, DBO: biological oxygen demand.

Tratamientos	Turbidez NTU	mg SST L ⁻¹	mg SVT L ⁻¹	µg CLO-a L ⁻¹	mg DBO ₅ L ⁻¹	mg NH ₄ -N L ⁻¹
Efluente bruto	29,4 ± 1,8	168 ± 6,4	4,0 ± 0,4	10,2 ± 1,4	8,2 ± 1,6	0,14 ± 0,1
Sedimentación 6 h	23,9 ± 1,6	108 ± 3,1	2,9 ± 0,1	5,6 ± 1,1	6,3 ± 0,8	0,29 ± 0,1
Eficiencia de remoción (%)	18,7 b	35,7 a	27,5 b	45,4 c	23,2 b	-107,1
Sedimentación 12 h	23,4 ± 1,4	126 ± 5,0	3,24 ± 0,4	4,16 ± 0,5	6,3 ± 0,5	0,11 ± 0,1
Eficiencia de remoción (%)	20,4 b	25,0 b	18,9 c	59,2 a	23,2 b	21,4 a
Sedimentación 24 h	12,9 ± 1,9	122,2 ± 4,0	2,55 ± 0,5	5,1 ± 0,7	5,66 ± 0,5	0,11 ± 0,1
Eficiencia de remoción (%)	56,1 a	27,3 b	36,3 a	50,0 b	31,0 a	21,4 a

Letras diferentes en la misma columna denotan diferencias significativas ($p < 0,05$). Los valores negativos no fueron analizados estadísticamente.

La DBO₅ en la fase de sedimentación presenta diferencias significativas entre los tres TRH evaluados ($p < 0,05$). Siendo el TRH de 24 h con el mayor porcentaje de remoción con 31,0%. Los tratamientos de 6 y 12 h no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) con valores de 23,2% de remoción en ambos tratamientos (Tabla 2).

La concentración de nitrógeno amoniacal (NH₃-N) presentó un aumento en el tiempo de 6 h en la fase de sedimentación, pasando de 0,14 mg NH₃-N L⁻¹ en el efluente bruto a 0,29 mg NH₃-N L⁻¹, con un aumento

de 107,1% en su concentración. Los tratamientos de 12 y 24 h presentaron el mismo valor, 0,11 mg NH₃-N L⁻¹, equivalente a una remoción de 21,4%, en relación al valor del amonio en el efluente bruto, sin presentar diferencias significativas entre ambos tratamientos ($p > 0\%$) (Tabla 2).

En la fase de filtración, se estableció que el mejor desempeño de *Crassostrea rhizophorae* para todos los tiempos evaluados fue en el tratamiento de 6 h de residencia del efluente. En este mismo tratamiento, la turbidez alcanzó una eficiencia de remoción de 62,1%

presentando diferencias estadísticas ($p < 0,05$), en comparación con los tratamientos de 12 y 24 h, que solo alcanzaron a 39,9 y 35,8%, respectivamente (Tabla 3).

La misma tendencia fue observada en la remoción de los sólidos suspendidos totales (SST), ya que la mayor eficiencia fue obtenida en el tratamiento de 6 h con 69,4%, Los tratamientos con 12 y 24 h consiguieron remover 41,4 y 27,5%, respectivamente, comparado con los valores de los estanques controles de los tratamientos señalados (Tabla 3).

Respecto de los sólidos volátiles totales (SVT) la remoción fue de 35,4% y 16,1% para los tiempos de 6 y 24 h respectivamente, presentando diferencias significativas ($p < 0,05$). Por su parte, el tratamiento de 12 h de residencia del efluente no presentó remoción, en relación con el valor del estanque control.

La ostra *C. rhizophorae* tuvo un máximo desempeño en los tres tiempos evaluados, alcanzando un 100% de remoción en la concentración de clorofila *a* del efluente. Por esta razón, los tres tiempos evaluados no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) (Tabla 3).

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) en el proceso de filtración, presentó un aumento, en los tiempos de 12 y 24 h de residencia hidráulica, comparados con los valores del estanque control. Por el hecho de aumentar su concentración, la DBO₅ en los tratamientos señalados presentó valores negativos, no siendo analizados estadísticamente esos tratamientos (Tabla 3).

El nitrógeno amoniacal (NH₄-N) en la fase de filtración presentó un aumento en su concentración en todos los tiempos evaluados, en comparación con los valores registrados en el estanque control (Tabla 3), por esta razón no se realizó análisis estadístico. De la misma forma, cuando se calculó la eficiencia de remoción final del amonio (después de la fase de filtración) en relación al efluente bruto (antes de la fase de sedimentación) los valores fueron negativos, por tal razón este parámetro no fue incorporado en la Figura 2.

En la Figura 2 se puede observar los resultados finales de eficiencia de remoción (%) calculados sobre la base del valor final obtenido en cada tiempo, luego de la aplicación de los procesos integrados de sedimentación y filtración, en relación al valor inicial del efluente bruto.

DISCUSIÓN

En general, los parámetros físicos y químicos del agua en ambas fase del tratamiento se mantuvieron estables,

excepto el oxígeno disuelto, que presentó una caída en el tratamiento 24 h de la fase de sedimentación, alcanzando un valor de 3,8 mg O₂ L⁻¹. De acuerdo con Poli (2004), *Crassostrea rhizophorae* tiene una amplia tolerancia para soportar bajas concentraciones de oxígeno disuelto, por habitar ambientes costeros que presentan notorias variaciones oceanográficas, inclusive sufre procesos de desecación prolongados durante el periodo de marea baja en las zonas estuarinas asociadas a áreas de manglares. A pesar de las diferencias registradas en el oxígeno disuelto, los restantes parámetros físicos y químicos del agua en ambas fases del tratamiento, sedimentación y filtración, estuvieron dentro de los valores adecuados para el crecimiento de *C. rhizophorae*. Resultados de Santos (1978) y Nacimiento (1991) en Poli (2004), muestran que la especie es preferentemente de hábitat intermareal. También Littlewood (1988) en Poli (2004) determinó que ejemplares criados en la zona intermareal, crecen más rápido que organismos localizados en el submareal bajo inmersión permanente.

Los resultados del presente estudio confirman observaciones previas que señalan que el proceso de sedimentación es efectivo en la reducción de la turbidez, los sólidos suspendidos totales, los sólidos volátiles totales presentes en el efluente del cultivo de camarones marinos (Teichert-Coddington *et al.*, 1999; Wong & Piedrahita, 2000; Jackson *et al.*, 2003). No obstante, Teichert-Coddington *et al.* (1999) para las mismas variables evaluadas alcanzaron valores de remoción superiores. Estos autores, determinaron que con 6 h de residencia del efluente en el proceso de sedimentación, la eficiencia de remoción de los sólidos totales fue de 88,2%, sólidos volátiles totales 70,9% y 63,1% para la DBO₅, valores muy superiores a los alcanzados en los tres tiempos analizados. Estas diferencias en los resultados, se pueden explicar porque Teichert-Coddington *et al.* (1999) utilizaron los últimos 20 cm de la columna de agua de un estanque de camarones en periodo de cosecha, 147 días de cultivo, además de una densidad de siembra de 47 camarones m⁻², lo que determina una carga de material suspendido mayor y con características físicas, químicas y biológicas diferentes al empleado en este experimento. El efluente utilizado en este estudio fue de un estanque de camarones con 30 días de cultivo, lo que se puede considerar como un “estanque nuevo”, ya que el ciclo de producción hasta la cosecha demora en promedio 110 días de cultivo. Según Costanzo *et al.* (2004), en la fase final de crecimiento del camarón, el efluente presenta una carga de materia particulada y nutrientes disueltos bastante superior que al inicio del cultivo, lo que influye fuertemente en la eficiencia de sedimentación.

Tabla 3. Valores promedios ($3n \pm DS$) de los parámetros de calidad de agua en el proceso de filtración en 6, 12 y 24 h de residencia hidráulica del efluente. SST: sólidos suspendidos totales, SVT: sólidos volátiles totales, CLO-a: clorofila a, DBO: demanda biológica de oxígeno.

Table 3. Means values ($3n \pm SD$) of water quality parameters in the filtration process in 6, 12 and 24 h of hydraulic residence of the effluent. SST: total suspended solids, SVT: total volatile solids, CLO-a: chlorophyll a, DBO: biological oxygen demand.

Tratamientos	Turbidez (NTU)	mg SST L ⁻¹	mg SVT L ⁻¹	μg CLO -a L ⁻¹	mg DBO ₅ L ⁻¹	mg NH ₄ -N L ⁻¹
Estanque control 6 h	$23,8 \pm 1,7$	$108 \pm 5,6$	$3,6 \pm 0,4$	$3,7 \pm 0,9$	$8,7 \pm 1,0$	$0,5 \pm 0,1$
Filtración 6 h <i>C. rhizophorae</i>	$9,0 \pm 0,49$	$52 \pm 3,8$	$2,3 \pm 0,5$	nd	$7,2 \pm 0,85$	$0,76 \pm 0,1$
Eficiencia de remoción 6 h (%)	62,1 a	69,4 a	35,4 a	100 a	17,2 a	-52,0
Estanque Control 12 h	$17,3 \pm 1,3$	$116 \pm 2,9$	$2,8 \pm 0,3$	$3,7 \pm 0,3$	$6,8 \pm 1,1$	$0,5 \pm 0,1$
Filtración 12 h <i>C. rhizophorae</i>	$10,4 \pm 1,0$	$68,0 \pm 3,9$	$2,8 \pm 0,9$	nd	$7,1 \pm 1,0$	$0,79 \pm 0,2$
Eficiencia de remoción 12 h (%)	39,9 b	41,4 b	0,0 c	100 a	-4,41	-58,0
Estanque Control 24 h	$12,0 \pm 1,9$	$204 \pm 15,0$	$3,1 \pm 0,7$	$0,9 \pm 0,2$	$3,7 \pm 0,6$	$0,7 \pm 0,2$
Filtración 24 h <i>C. rhizophorae</i>	$7,7 \pm 1,1$	$148 \pm 13,9$	$2,6 \pm 0,4$	nd	$4,7 \pm 0,9$	$0,8 \pm 0,2$
Eficiencia de remoción 24 h (%)	35,8 b	27,5 c	16,1 b	100 a	-27,0	-14,3

Letras diferentes en la misma columna muestran diferencias significativas ($p < 0,05$). Valores negativos no fueron analizados estadísticamente. Nd: análisis no detectó valores.

Por su parte, la salinidad ejerce un efecto importante en la tasa de sedimentación. Según Day *et al.* (1989) establecieron que la tasa de sedimentación es mayor en agua salada que en agua dulce, debido a una fuerte asociación iónica de las sales disueltas (arcilla, ácido húmico, coloide, entre otros compuestos), lo que acelera la precipitación. Al contrario, en agua dulce, habrá un rechazo de las cargas negativas, manteniendo las partículas en suspensión. El presente estudio fue realizado con una salinidad de 17-18, lo que podría haber afectado la eficiencia de sedimentación, considerando los antecedentes proporcionados por Day *et al.* (1989). A pesar de no haber sido evaluado este aspecto es una variable que en el futuro tendría que ser estudiada.

Por otra parte, los resultados obtenidos en la remoción de amonio en los tres tiempos evaluados (107, 21,4 y 21,4% para 6, 12 y 24 h, respectivamente) confirman lo expresado por Boyd *et al.* (1989) que determinaron que la sedimentación no es un método efectivo para remover amonio. De la misma forma, Nunes (2002) estableció que la sedimentación es más eficiente en la remoción de sólidos inorgánicos en suspensión y menos eficiente en la remoción de nitrógeno y fósforo. Este aspecto precisaría ser evaluado en trabajos futuros, considerando que los efluentes del cultivo de camarones son especialmente ricos en productos nitrogenados derivados del proceso de degradación del alimento y excreción.

En general, los resultados obtenidos en este estudio permiten establecer que el tiempo de retención hidráulica del efluente ejerce un efecto importante en la eficiencia de remoción del material particulado, como ya fue demostrado por Chien & Liao (1995) y Paez-Osuna (2001). Por lo tanto, considerando las características del efluente utilizado es necesario un tiempo de retención hidráulica de 24 h, ya que en ese tiempo se alcanzaron los mejores resultados de remoción de turbidez, sólidos volátiles totales, demanda bioquímica de oxígeno y amonio.

La utilización de moluscos bivalvos como biofiltros, ha sido recomendado por varios autores (Shpigel & Neori, 1996; Nascimento *et al.*, 1998; Neori, *et al.*, 1998; Jones *et al.*, 2001, 2002; Nunes, 2002), concluyendo que es una óptima alternativa de tratamiento del agua de desecho de la acuicultura. Estas conclusiones son confirmadas por los resultados obtenidos en el presente estudio en la remoción de la turbidez, sólidos suspendidos totales y especialmente por la remoción del 100% clorofila a en los tres TRH evaluados.

Jones *et al.* (2002) afirman que las ostras remueven una gran concentración de fitoplancton, bacterias y otros sólidos suspendidos en la columna de agua. Durante la filtración, las ostras seleccionan las partículas de acuerdo con el tamaño, peso y composición química. Así la ostra preferentemente consume materia orgánica, rechazando el material inorgánico (Jones *et al.*,

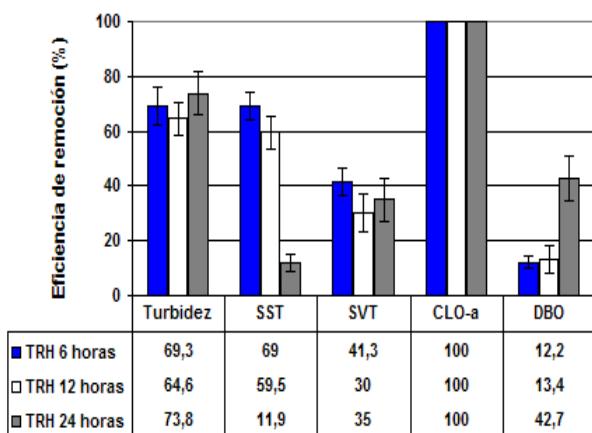


Figura 2. Eficiencias de remoción final (%), según la integración de los procesos de sedimentación y basada en la filtración con *Crassostrea rhizophorae* para cada tiempo evaluado, en relación al valor del efluente bruto de la camaronera. SST: sólidos suspendidos totales, SVT: sólidos volátiles totales, CLO-a: clorofila a, DBO: demanda biológica de oxígeno.

Figure 2. Final removal efficiencies (%), based on the integration of sedimentation and filtration processes *Crassostrea rhizophorae* for each time evaluated in relation to the value of the raw effluent shrimp farm. SST: total suspended solids, SVT: total volatile solids, CLO-a: chlorophyll a, DBO: biological oxygen demand.

al., 2002). Ese hecho explica las altas tasas de filtración para la clorofila a en los tres tiempos evaluados.

Respecto a la concentración de amonio en el sistema durante la fase de filtración, era posible esperar un incremento en su concentración. Jones *et al.* (2001) determinaron que la ostra excreta amonio, aminoácidos, urea, ácido úrico y fosfatos; de acuerdo con estos autores, cada ejemplar de la ostra *Saccostrea commercialis* presenta una tasa de liberación de amonio de $0,52 \mu\text{mol h}^{-1}$. Estos resultados explicarían los rendimientos negativos obtenidos en la remoción de amonio en la fase de filtración (-52,0; -58,0 y -14,3% para 6, 12 y 24 h, respectivamente), en todos los tiempos evaluados.

Por otra parte, se ha determinado que altas concentraciones de este compuesto en el agua, provocan una disminución en la actividad de filtración de la ostra *C. virginica* de hasta el 50%, a partir de una concentración de 140 mg L^{-1} de $\text{NH}_4\text{-N}$, teniendo un límite de tolerancia entre 110 y 880 mg L^{-1} (Epifanio & Sma, 1975). De todas formas, los valores propuestos por Epifanio & Sma (1975) están bastante lejanos a los valores registrados en todos los tratamientos y estanques controles utilizados. A pesar de las diferencias en los valores de amonio y especie de ostra utilizada por

Epifanio & Sma (1975) respecto de este estudio, el aumento del amonio detectado, podría haber influido la capacidad de filtración de *C. rhizophorae*, aspecto que es necesario estudiar en trabajos futuros.

Considerando los rendimientos obtenidos por la ostra *C. rhizophorae* en la fase de filtración, es posible establecer que los mejores resultados en la eficiencia de remoción de la turbidez, sólidos suspendidos totales, sólidos volátiles totales, clorofila a y DBO_5 se alcanzaron en el tiempo de 6 h de retención hidráulica del efluente.

Finalmente, se puede concluir que el proceso de sedimentación es una valiosa ayuda en el mejoramiento de la calidad de agua de los efluentes en la carcinocultura, especialmente en la reducción del material particulado del efluente, coincidiendo con los resultados de Teichert-Coddington *et al.* (1999); Wong & Piedrahita (2000) y Jackson *et al.* (2003). De igual forma, la utilización de *C. rhizophorae* reduce notablemente la turbidez, sólidos suspendidos totales, sólidos volátiles totales y especialmente la clorofila a, presentes en las aguas residuales del cultivo de camarones, consiguiendo la misma respuesta que Jones *et al.* (2001, 2002) con la ostra *Saccostrea commercialis*.

No obstante los resultados positivos en la aplicación de los procesos de sedimentación y filtración por ostras, la integración de los tratamientos en los diferentes tiempos de retención hidráulica evaluados mejora la eficiencia de remoción de todos los parámetros de calidad del agua evaluados, cuando se compara con aplicación individual de los procesos, como fue comprobado en este estudio.

Desde el punto de vista ambiental, los resultados alcanzados pueden ser considerados altamente positivos al mejorar la calidad de agua que se libera en los ambientes naturales. Sin embargo, es necesario estudiar la posibilidad de integrar macroalgas al sistema, de modo de reducir la concentración de productos nitrogenados, especialmente amonio, que se genera por la degradación del alimento no consumido y excreción de los camarones (Paez-Osuna *et al.*, 1997), así como el aporte de las ostras en la aplicación del proceso de filtración (Jones *et al.*, 2001), considerando la reconocida eficiencia de asimilación de amonio que presentan las macroalgas (Chopin *et al.*, 2001).

De esta manera, el futuro de la carcinocultura debe estar basado en el desarrollo de tecnologías de tratamientos de los efluentes, que por un lado sean de bajo costo o que en su defecto se obtengan producciones secundarias al cultivo principal, junto con tecnologías de producción del camarón ambientalmente amigables, de lo contrario se traducirá en un factor crítico para su expansión.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los proyectos CNPq CT-Agro 504277-2003/0 - Brasil y MECESUP ANT 0106-Chile por los recursos financieros para desarrollar el estudio. Al Laboratorio de Camarones Marinos (LCM), Laboratorio de Moluscos Marinos (LMM) y Laboratorio Integrado de Medio Ambiente (LIMA), de la Universidad Federal de Santa Catarina (UFSC) por las facilidades otorgadas en la realización de la investigación.

REFERENCIAS

- Boyd, C.E. 1992. Shrimp pond bottom soil and sediment management. In: J. Wyban (ed.). Proceedings of the special session on shrimp farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp. 166-181.
- Boyd, C.E., A. Gross & M. Rowan. 1989. Laboratory study of sedimentation for improving quality of pond effluents. *J. Appl. Aquaculture*, 8: 39-48.
- Browdy, C.L & J.S. Hopkins. 1995. Swimming through troubled water. In: C.L. Browdy & J.S. Hopkins (eds.). Proceedings of the special session on shrimp farming. World Aquaculture Society. Baton Rouge, LA, 253 pp.
- Chopin, T., A. Bushmann, C. Halling, M. Troell, N. Kautsky, A. Neori, G. Kraemer, J. Zertuche-González, CH. Yarish & C. Neefus. 2001. Integrated seaweed into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. *J. Physiol.*, 37: 975-986.
- Costanzo, S.D., M.J. O'Donohue & W. Dennison. 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in north-east Australia. *Mar. Pollut. Bull.*, 48: 514-525.
- Chien, Y.H. & J.C. Liao. 1995. Integrated approach to shrimp growout system design. In: C.L. Browdy & J.S. Hopkins (eds.). Proceedings of the special session on shrimp farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp. 167-179.
- Day, J.W.J., C.A.S. Hall, W.M. Kemp & A. Yañez-Arancibia. 1989. Estuarine ecology. Wiley, New York, 558 pp.
- Epifanio, C.E & R.F. Sma. 1975. Toxicity of ammonia, nitrite ion, nitrate ion and orthophosphate to *Mercenaria mercenaria* and *Crassostrea virginica*. *Mar. Biol.*, 33: 246-246.
- Hopkins, J.S. 1995. A review of water management regimes, which abate the environmental impacts of shrimp farming. In: C.L. Browdy & J.S. Hopkins (eds.). Proceedings of the special session on shrimp farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp. 166-181.
- Jara-Jara, R., A. Pazos, M. Abad, I. Garcia-Martin & J. Sanchez. 1997. Growth of clam seed (*Ruditapes decussatus*) reared in the wastewater effluent from a fish farm in Galicia (N.W. Spain). *Aquaculture*, 158(3/4): 247-262.
- Jackson, C., N. Preston, M. Buford & P. Thompson. 2003. Managing the development of sustainable shrimp farming in Australia: the role of sedimentation ponds in treatment of farm discharge water. *Aquaculture*, 226: 23-34.
- Jones, A., W. Dennison & N. Preston. 2001. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture*, 193: 155-178.
- Jones, A., P. Preston & W. Dennison. 2002. The efficiency and condition of oyster and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. *Aquac. Res.*, 33: 1-19.
- Lefebvre, S., L. Barillé & M. Claire. 2000. Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) feeding responses to a fish-farm effluent. *Aquaculture*, 187: 185-198.
- Nascimento, I., F. Mangabeira, A. Evangelista, A. Santos, S. Pereira, A. Silvany & G. Carvalhal. 1998. Cultivo integrado de camarões e ostras: a busca de uma tecnologia limpa para o desenvolvimento sustentado. In: Anais de Aquicultura Brasil' 98 - Desenvolvimento com sustentabilidade. Recife-Pe - ABRAQ, 2: 503-514.
- Nelson, S., E. Glenn, J. Conn, D. Moore, T. Walsh & M. Akutagawa. 2001. Cultivation of *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) in shrimp-farm effluent ditches and floating cages in Hawaii: a two-phase polyculture system. *Aquaculture*, 193(3/4): 239-248.
- Neori, A., N. Ragg & M. Shpigel. 1998. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems: II. Performance and nitrogen partitioning within an abalone (*Haliotis tuberculata*) and macroalgae culture system. *Aquac. Eng.*, 17: 215-239.
- Nunes, A. 2002. Tratamento de efluentes e recirculação de água na engorda de camarão marinho. Panorama de Aquicultura, 71: 27-39.
- Nush, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih.* Sttugart, 14: 14-36.
- Paez-Osuna, F., 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. *Environ. Pollut.*, Amherst, 112: 229-231.
- Paez-Osuna, F., S. Guerrero-Galvan, A. Ruiz-Fernandez & R. Espinoza-Angulo. 1997. Fluxes and mass bal-

- ances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in north-western, México. Mar. Pollut. Bull., 34: 290-297.
- Pagand, P., J. Blancheton, J. Lemoalle & C Casellas. 2000. Low density fish farm including unit containing *Ulva lactuca* or *Gracilaria verrucosa*. Aquac. Res., 31(1): 729 pp.
- Paniagua-Michel, J. & O. Garcia. 2003. Ex-situ bioremediation of shrimp culture effluent using constructed microbial mats. Aquac. Eng., 28: 131-139.
- Poli, C.R. 2004. Aqüicultura: experiências brasileiras. In: C.R. Poli, A. Teclia, B. Poli, E. Andreatta & E. Beltrame (eds.). Capítulo X Cultivo de ostras do Pacífico (*Crassostrea gigas*, 1852). Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Departamentos de Aqüicultura, Florianópolis, SC, Brasil, pp. 251-266.
- Preston, N., J. Christopher & M. Buford. 2003. Recent advances towards minimizing and managing waste nutrients from intensive from intensive shrimp farms in Australia. Book Abstract, Volume 2, In: World Aquaculture, May 19-23, 2003 Salvador, Brasil, 614 pp.
- Pruder, G. 1992. Marine shrimp pond effluent: characterization and environmental impact. In: J. Wyban (ed.). Proceedings of the special session on shrimp farming. World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp. 187-190.
- Rocha, P.I. 2005. Um analise da produção. Demanda e preços do camarão no mercado internacional. Revista da Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC), 2: 38-44.
- Rodrigues, J. 2005. Carcinicultura marinha desempenho em 2004. Revista da Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC), 2: 38-44.
- Samocha, M., M. Lopez, E. Jones, S. Jackson & A. Lawrence. 2004. Characterization of intake and effluent waters from intensive and semi-intensive shrimp farms in Texas. Aquac. Res., 35: 321-339.
- Sandifer, P. & J. Hopkins. 1996. Conceptual design of a sustainable pond-based shrimp culture system. Aquac. Eng., 15: 41-52.
- Shpigel, M. & A. Neori. 1996. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems: I. Proportions of size and projected revenues. Aquac. Eng., 15: 313-326.
- Shpigel, M., A. Gasith & E. Kimmel. 1997. A biomechanical filter for treating fish-pond effluent. Aquaculture, 152(1-4): 103-117.
- Souza, T. 2003. Tratamento de efluentes de carcinicultura por dois wetlands artificiais pilotos, com e sem *Spartina alterniflora*. Perspectivas de aplicação. Florianópolis, Dissertação (Mestrado em Aqüicultura), Departamento de Aqüicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, 92 pp.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater. 1989. American Public Health Association. Byrd Prepress, Springfield, 1193 pp.
- Silva, F. de A. & A.C. Azevedo. 2006. A new version of the assistat statistical assistance software. In: World Congress on Computers in Agriculture. Orlando, USA. American Society of Agriculture Engineers, pp. 393-396
- Teichert-Coddington, D., D. Rouse, A. Potts & C. Boyd. 1999. Treatment of harvest discharge form intensive shrimp pond by settling. Aquac. Eng., 19: 147-161.
- Tilley, D., H. Badrinarayanan, R. Rosati & J. Son. 2002. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. Aquac. Eng., 26(2): 81-109.
- Wang, J. 1990. Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. Aquac. Eng., 9: 61-71.
- Wong, M., Y.H. Chueng, F. Leungs & P.S. Wong. 1995. Reclamation of polluted riverwater for aquaculture: removal of nutrients by microalgae. Water. Sci. Technol., 32(3): 271-280.
- Wong, B. & R. Piedrahita. 2000. Settling velocity characterization of aquacultural solids. Aquac. Eng., 21: 233-246.
- Xie, B., D. Zhuhong & W. Xiaorong. 2004. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creek from Eastern China. Mar. Pollut. Bull., 48: 543-553.

Received: 15 May 2008; Accepted: 6 August 2008