



ESCUELA SUPERIOR POLITECNICA DEL LITORAL

Facultad de Ingeniería Marítima y Ciencias del Mar

**“Efluentes y balance de nutrientes en piscinas
camaroneras con diferentes prácticas de manejo”**

Requisito para optar al grado de

MAGISTER EN CIENCIAS

ESPECIALIDAD ACUICULTURA MARINA

Carlos A. Saldias Dinamarca

2001

TESIS ELABORADA CON EL SOPORTE DE:



FUNDACION CENAIM-ESPOL



COOPERACION TECNICA BELGA



UNIVERSIDAD DE GANTE - BELGICA



**UNIVERSIDAD CATOLICA DE
LOBAINA - BELGICA**

VITA

Carlos Antonio Saldias Dinamarca, hijo de Carlos Saldias Sepúlveda y Delia Dinamarca Aguilar, nació el 3 de mayo de 1975 en la ciudad de Valparaíso, Chile. El es Ingeniero en Acuicultura y Licenciado en Ciencias del Mar, graduado de la Universidad de Antofagasta en diciembre de 1998. Fue aceptado en el programa de Maestría en Acuicultura Marina de la Escuela Superior Politécnica del Litoral en octubre de 1999, becado por la Cooperación Técnica Bélgica. Carlos es casado con María José Urzúa Sanz, juntos tienen un hijo de nombre Nicolás Iganacio que nació el 30 de abril de 1998 en la ciudad de Arica, Chile.

DECLARACION EXPRESA

“La responsabilidad por los hechos, ideas y doctrinas expuestos en esta tesis, me corresponden exclusivamente; y el patrimonio intelectual de la misma, a la ESCUELA SUPERIOR POLITECNICA DEL LITORAL.”

(Reglamento de Exámenes y Títulos profesionales de la ESPOL).

.....

Carlos A. Saldias Dinamarca

TRIBUNAL DE TESIS

Ing. Bolívar Vaca
Presidente del Tribunal

Laurence Massaut, Ph.D.
Director de Tesis

Jorge Calderón V., Ph.D.
Miembro del Tribunal

Stanislaus Sonnenholzner, Ph.D.
Miembro del Tribunal

María H. Cornejo, Ph.D.c.
Miembro del Tribunal

AGRADECIMIENTOS

Mis sinceros agradecimientos a Laurence Massaut (Ph.D.) por su continúa guía y ayuda en la realización de esta tesis.

Además agradezco a Stanislaus Sonnenholzner (Ph.D.), al personal del laboratorio de química, y a todos quienes ayudaron de una u otra forma en la realización de esta tesis.

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mis padres Carlos y Delia, siempre los llevó en mi corazón a pesar de la continua distancia.

Dedico este trabajo a mi fuente de inspiración y aliciente de lucha, a mi hijo Nicolás Ignacio.

TABLA DE CONTENIDOS

<u>LISTADO DE FIGURAS</u>	ix
<u>LISTADO DE TABLAS</u>	x
<u>RESUMEN</u>	xi
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
2. <u>OBJETIVOS</u>	3
2.1. <u>OBJETIVO GENERAL</u>	3
2.2. <u>OBJETIVOS ESPECÍFICOS</u>	3
3. <u>ANTECEDENTES</u>	4
3.1. <u>DENSIDAD DE CULTIVO Y ALIMENTACIÓN</u>	4
3.2. <u>FERTILIZACIÓN</u>	6
3.3. <u>RECAMBIO DE AGUA Y EFLUENTES</u>	7
3.4. <u>DINÁMICA DE LOS NUTRIENTES EN ESTANQUES DE ACUICULTURA</u>	10
4. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	13
5. <u>RESULTADOS</u>	15
6. <u>DISCUSIÓN</u>	23
7. <u>CONCLUSIONES</u>	33
8. <u>REFERENCIAS</u>	34

LISTADO DE FIGURAS

- Fig. 1: Concentración de nitrógeno total en afluentes, efluentes y estación de bombeo de piscinas camaroneras sembradas a baja, mediana y alta densidad..... 18
- Fig. 2: Concentración de fósforo total en afluentes, efluentes y estación de bombeo de piscinas camaroneras sembradas a baja, mediana y alta densidad..... 19
- Fig. 3: Total de sólidos suspendidos (TSS) en afluentes, efluentes y estación de bombeo de piscinas camaroneras sembradas a baja, mediana y alta densidad. 20
- Fig. 4: Concentración de clorofila *a* en afluentes, efluentes y estación de bombeo de piscinas camaroneras sembradas a baja, mediana y alta densidad..... 21
- Fig. 5: Demanda bioquímica de oxígeno para 5 días (DBO₅) en afluentes, efluentes y estación de bombeo de piscinas camaroneras sembradas a baja, mediana y alta densidad. 22

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1: Media y desviación estándar de las variables de calidad de agua para piscinas de cultivo de camarón sembradas a densidad baja, media y alta, comparadas con rangos en aguas naturales.....	24
Tabla 2: Concentración de variables de calidad de agua en cultivo de camarón a diversas densidades de siembra.	25
Tabla 3: Balance de nitrógeno y fósforo en piscinas camaroneras sembradas a baja, media y alta densidad con estimación del porcentaje de asimilación.	32

RESUMEN

Se estudió la calidad de agua en sistemas de producción de camarón en Ecuador, comparando agua de estaciones de bombeo, afluentes y efluentes. Considerando los ingresos por alimento, fertilizantes camarón y afluentes, y los egresos por efluentes y camarones cosechados se construyó un balance de nutrientes para piscinas camaroneras sembradas a densidades bajas (4-9 PL/m²), medias (13-19 PL/m²) y altas (80-100 PL/m²) en ambientes estuarinos, y a densidades medias en ambientes marinos. El intercambio diario de agua para los diferentes estanques varió del 1% al 5% del volumen.

Las variables de calidad de agua medidas fueron nitrógeno y fósforo total, total de sólidos suspendidos, clorofila *a* y DBO₅. Los valores obtenidos fueron mas elevados en los efluentes que los afluentes, atribuido al ingreso de alimentos y fertilizantes en los sistemas de producción. Las diferencias entre la entrada y salida de agua de los estanques se acentuó en sistemas de alta densidad. En algunas ocasiones el suplemento de agua para las granjas tuvo altas concentraciones de las variables medidas, con la excepción de clorofila *a*, especialmente en granjas estuarinas.

Los estanques fueron efectivos en remover fósforo desde el agua reduciendo la carga en los efluentes. La capacidad asimilativa para el fósforo varió entre 51% y 61%, estando la baja asimilación asociada con aplicaciones continuas de fertilizantes. El ingreso de nitrógeno a través de los afluentes fue alto para los dos ambientes y redujo la capacidad asimilativa del estanque para ese nutriente a valores comprendidos entre 0% y 35%. La baja tasa de recambio de agua y la elevada capacidad asimilativa de los estanques para el fósforo hace posible cultivar a densidades elevadas sin el riesgo de descargar excesivos nutrientes y causar eutroficación en los cuerpos receptores. Sin embargo, es necesario poner mayor atención en la cosecha cuando grandes cantidades de nutrientes y sólidos en suspensión podrían ser descargados. Además, este estudio demuestra la necesidad de corregir los excesivos esquemas de fertilización tal como observamos en los estanques sembrados a bajas densidades.

1. INTRODUCCIÓN

El objetivo principal de la acuicultura es la producción de especies acuáticas bajo condiciones controladas o semicontroladas por el hombre (Barnabé 1996). Para optimizar el crecimiento de los organismos se utilizan en granjas de cultivo alimento balanceado y fertilizantes, principales agentes que afectan la calidad del agua en la acuicultura (Cho *et al.* 1994; Boyd y Tucker 1998). Es posible observar efectos tóxicos sobre camarones debido a la acumulación de desechos nitrogenados como el amonio y nitrito (Chen y Lei 1990; Alcaraz *et al.* 1999a, 1999b). El factor determinante en la presencia de dichos compuestos dentro del estanque es el porcentaje de proteína en el alimento balanceado (Buttle *et al.* 1995). Factores como la tasa de alimentación y fertilización disminuyen la calidad de agua durante el cultivo por lo cual se utiliza el recambio de agua para proveer optimas condiciones a los animales en cultivo.

En estanques de camarón en Tailandia el alimento es el mayor aporte de nutrientes al sistema, constituyendo un 78%, 51% y 40% del nitrógeno, fósforo y carbono total suministrado, respectivamente (Briggs y Funge-Smith 1994). No obstante, solo de un 25 a 45% del nitrógeno, 20-30% del fósforo y 10-15% del carbón es asimilado y convertido en camarón (Boyd y Teichert-Coddington 1995; Boyd y Tucker 1998). La porción no asimilada y la no consumida entran al ciclo biogeoquímico. Una parte es inmovilizada por la absorción del suelo y fijación por bacterias, otra es volatilizada o absorbida por el fitoplancton y la restante es descargada en los efluentes (Ritvo *et al.* 1998). Fertilizantes son utilizados para incrementar la productividad primaria y constituyen el segundo ingreso de nutrientes en sistemas de cultivo.

El agua que sale de la camaronera durante el recambio o cosecha es enriquecida por nutrientes, materia orgánica y sólidos suspendidos provenientes de los estanques de cultivo. El impacto acumulativo de efluentes sobre el medio ambiente es proporcional al volumen de descarga y a la concentración de nutrientes (Csavas 1994). Bloom fitoplanctónicos se producen por una excesiva carga de nutrientes colaborando con el proceso de eutroficación. Al morir estas microalgas forman materia orgánica que es

descompuesta por bacterias con la consecuente disminución de los niveles de oxígeno disuelto (Boyd 1989).

El efecto de los efluentes sobre el medio ambiente depende de su carga de contaminantes y de la capacidad de los cuerpos de agua para diluir y/o asimilar los desechos. Si el volumen de agua que recibe es grande y la descarga es pequeña podrían no observarse efectos adversos. Por otro lado, si hay una alta concentración de desechos, elevado volumen de descarga y el cuerpo receptor es pequeño, podrían ocurrir efectos adversos; todo depende en último caso de la tasa de cambio de agua que posea el cuerpo receptor (Boyd 1982). El mayor problema es cuando el cuerpo de agua sirve como fuente y a la vez como recipiente de efluentes. En tal caso las piscinas alimentadas con estas aguas presentarían problemas durante el cultivo y un alto riesgo de auto-contaminación con agentes que promuevan enfermedades (Boyd y Tucker 1998).

Existen métodos para reducir el potencial de contaminación de los efluentes desde granjas de cultivo y disminuir la eutroficación de cuerpos receptores, protegiendo así las fuentes de agua para la acuicultura. Métodos como 1) la elaboración de alimentos que permitan una mejor digestibilidad de los nutrientes; 2) la optimización del consumo de balanceado; 3) el uso de programas adecuados de fertilización basados en la visibilidad del disco secchi, para estimar la abundancia del fitoplancton y evitar la excesiva fertilización; y 4) la implementación de aireadores para mantener óptimas concentraciones de oxígeno disuelto en todo el volumen de agua y superficie del fondo mejorando así la capacidad asimilativa de los estanques. Mejores técnicas de alimentación como el uso de comederos y tecnologías de aireación reducen la necesidad de intercambiar grandes volúmenes de agua en estanques de camarones. Actualmente la mayoría de los granjeros en Ecuador cambian de 2 a 5% del volumen del estanque diario, otros utilizan sistemas de recirculación sin recambio de agua. Esto permite que mayor proporción de los potenciales contaminantes puedan ser asimilados dentro de la piscina al permanecer el agua por más tiempo en el estanque.

Los problemas ambientales relacionados al cultivo de peces y camarones han sido estudiados tanto dentro del estanque (Boyd 1985; Hargreaves y Tucker 1996; Hariati *et al.* 1996; Boyd y Tucker 1998) como en los efluentes (Schwartz y Boyd 1994a, 1994b; Tucker *et al.* 1996). Además, para el cultivo de camarones se ha determinado el impacto ambiental en relación al área necesaria para sostener una hectárea de producción (Kautsky *et al.* 1997; Folk *et al.* 1998) considerando principalmente las fuentes de larvas, agua y tratamiento de efluentes. No obstante, existen pocos trabajos que relacionen la calidad de agua con diferentes prácticas de manejo en camaroneras.

Este estudio fue conducido para relacionar diferentes prácticas de manejo con la calidad de efluentes y recomendar ciertas prácticas que podrían reducir el impacto ambiental de los sistemas de producción de camarón en Ecuador.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GENERAL

Determinar el impacto de diferentes sistemas de producción sobre la calidad de agua.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

2.2.1. Determinar la composición química de los efluentes y afluentes entre camaroneras sembradas a densidad baja, media y alta.

2.2.2. Determinar el balance de nutrientes dentro de las piscinas y su capacidad de asimilación.

2.2.3. Correlacionar los antecedentes colectados con prácticas de manejo y recomendar prácticas que podrían reducir el impacto ambiental de sistemas de producción de camarón en Ecuador.

3. ANTECEDENTES

En Ecuador, el camarón (*Penaeus vannamei*) se cultiva a densidades que oscilan entre los 10 – 20 PL/m², la siembra es directa y se tiene un tiempo de cultivo entre 90 – 120 días. Actualmente el intercambio de agua es limitado (1-5% del volumen diario) debido a la amenaza de infecciones de tipo viral como el White Spot Syndrom Virus (WSSV) ampliamente diseminado en el medio ambiente. Generalmente, la preparación de los estanques antes de la siembra consta de la adición de carbonato de calcio utilizado para amortiguar el pH en el fondo y como desinfectante, llenado y fertilización de tipo inorgánica para favorecer bloom planctónicos. La tasa de alimentación oscila entre un 1 y 10% del peso corporal disminuyendo a medida que se avanza en el cultivo con porcentajes de proteína variables entre el 20 y 40 %. En la cosecha el estanque es drenado completamente.

3.1. DENSIDAD DE CULTIVO Y ALIMENTACIÓN

Existe una relación directa entre la densidad de cultivo y alimentación; a mayor densidad de siembra se necesita suplir mayor cantidad de alimento balanceado para cubrir los requerimientos de cierto número de individuos en cultivo, afectando directamente los parámetros de calidad de agua. Baylon (1993) estudió los cambios en la calidad de agua de estanques para el cultivo extensivo (2 PL/m²) y semi-intensivo (20 PL/m²) del camarón *Penaeus monodon* y encontró un notable aumento con el tiempo de las concentraciones de nitrito, amonio total y sulfuro de hidrógeno en los cultivos semi-intensivos y bajos valores de estos compuestos para sistemas extensivos. Martin *et al.* (1998), en un estudio similar con *Penaeus stylirostris*, observaron una disminución del 54 % en el peso de camarones y un aumento por sobre el 158% en la producción de desechos en cultivos intensivos (30 PL/m²) en comparación con cultivos extensivos (1 PL/m²). En ambos trabajos, el incrementar la densidad de siembra produjo un aumento en el ingreso de materia orgánica a través del alimento y una mayor producción de desechos, lo que tuvo un efecto deletéreo sobre la calidad del agua. Blackburn *et al.* (1988) y Rinj (1996) señalaron que un aumento en la alimentación produce mayor cantidad de desechos orgánicos que son acumulados en los sedimentos y en consecuencia concentraciones de amonio, nitrito y nitrato incrementan en el agua.

El alimento es el mayor aporte de nutrientes al sistema y constituye un 78%, 51% y 40% del nitrógeno, fósforo y carbono total que entra al sistemas de cultivo intensivo de *P. monodon*, respectivamente (Briggs y Funge-Smith 1994). No obstante se ha demostrado que solo un 25-45% del nitrógeno, 20-30% del fósforo y 10-15% del carbón es asimilado y convertido en camarón (Boyd y Teichert-Coddington 1995; Boyd y Tucker 1998). La porción no asimilada o no consumida entra al ciclo biogeoquímico. Una parte es inmovilizada por la absorción del suelo y fijación por bacterias, otra es absorbida por el fitoplancton o volatilizada y la restante es descargada en los efluentes del estanque (Ritvo *et al.* 1998). A la vez una gran parte de alimento absorbido es convertido a dióxido de carbono y agua en la respiración o excretado como amonio y otros metabolitos (Boyd y Queiroz 1997).

Existe la creencia de que la conversión alimenticia puede ser mejorada si se emplea una dieta elevada en proteínas. Sin embargo, Teichert-Coddington y Rodríguez (1995) han demostrado que la producción de *Penaeus vannamei* es similar al utilizar 20 o 40% de proteína a diferentes densidades de cultivo (5 a 11 PL/m²). En un estudio similar, Green *et al.* (1997) confirman que el nivel de proteína no afecta la producción de sistemas sembrados a 33 PL/m² y tampoco tiene repercusión sobre la calidad de agua; presumiblemente por que las diferencias entre los tratamientos (20 y 30% proteína) en términos de cantidad total de alimento aplicado (398 y 416 kg alimento/ha, respectivamente) no fue lo suficientemente amplia para que diferencias en la calidad de agua fueran manifestadas. En contraste, Jirsa *et al.* (1997) señalan que la manipulación de nutrientes en la dieta puede reducir los desechos metabólicos, los cuales representan una fracción importante de contaminantes en granjas de cultivo. Respecto al fósforo, Gross *et al.* (1998) indicaron que el porcentaje en los alimentos no afecta la producción, productividad primaria, ni las concentraciones de fósforo soluble reactivo o total en estanques de bagre, pero señalan que dietas bajas en fósforo podrían ser benéficas para reducir la carga total de este elemento en los sedimentos y conservar así su capacidad asimilativa.

3.2. FERTILIZACIÓN

Una de las metas de la fertilización tanto de tipo orgánica como inorgánica es incrementar la producción de animales acuáticos a través del mejoramiento de la actividad autotrófica y heterotrófica, manteniendo bloom fitoplanctónicos para proveer adecuados niveles de oxígeno (Lin *et al.* 1997). Aunque es reconocido que la producción puede ser incrementada aún más por la alimentación que por la fertilización, es un procedimiento frecuente en el cultivo de camarón (Boyd y Tucker 1998).

Fósforo y nitrógeno son los elementos más importantes para aumentar la abundancia de microalgas. Smith (1984) indicó que el nitrógeno es más importante como limitante en aguas oceánicas que en aguas salobres y que la fertilización con nitrógeno a menudo es considerada más importante en aguas salobres que en aguas dulces. El nitrógeno al ser agregado al estanque se mantiene en solución más fácilmente que el fósforo, no obstante, es perdido principalmente por desnitrificación, volatilización y descarga. En cambio el fósforo es rápidamente absorbido por el suelo y solo una pequeña porción llega a estar en solución el tiempo suficiente para beneficiar al fitoplancton (Boyd y Musig 1981). Daniels y Boyd (1993) señalaron que altas tasas de N:P en fertilizantes favorecen la proporción de diatomeas en las comunidades fitoplanctónicas de agua salobre sin influir en la abundancia total y no mostró diferencias en las concentraciones de amonio total, debido posiblemente a procesos de nitrificación, desnitrificación y volatilización.

Briggs y Funge-Smith (1994) reportaron que la entrada de fertilizantes a estanques de cultivo de *P. monodon* constituye el 1,8% y 21% de nitrógeno y fósforo respectivamente, considerándolos como una fuente minoritaria de nitrógeno pero importante de fósforo, solo después del alimento. Mayor cantidad de investigaciones se han realizado sobre estanques de cultivo de peces. Garg y Bahtnagar (2000) estudiaron la frecuencia de fertilización encontrando una fuerte y significativa correlación entre esta y oxígeno disuelto, DBO, liberación de nutrientes, alcalinidad, densidad de fitoplancton, tasa específica de crecimiento y biomasa en estanques de *Cirrinus mrigaka*. Green *et al.* (1989) estudiaron el efecto de fertilizantes químicos y orgánicos sobre la producción de

Oreochromis niloticus y encontraron las mayores producciones netas asociadas con el uso de fertilizantes de tipo orgánico a las mismas tasas de nutrientes que el de tipo inorgánico.

En Ecuador, es común la utilización de fertilizantes de tipo inorgánicos los cuales son compuestos que contienen nitrógeno, fósforo, potasio y metales traza, solos o en combinación. Otra forma de fertilizantes son las excretas de animales y desechos de la agricultura que son principalmente materia orgánica con bajos porcentajes de nutrientes (Boyd 1989). Los fertilizantes utilizados con mayor frecuencia son urea, nitrato de sodio y nitrato de amonio como fuente de nitrógeno, y super fosfato triple como fuente de fósforo. Las tasas de fertilización oscilan entre 10 y 20 kg/ha/ciclo para nitrógeno y de 1-4 kg/ha/ciclo para fósforo. De forma general, los estanques son fuertemente fertilizados en un inicio para favorecer el establecimiento de comunidades fitoplanctónicas; posteriormente los esquemas de fertilización se basan en la visibilidad del disco secchi. Una visibilidad de 30-40 cm es señal de buena abundancia de fitoplancton, sobre 40 cm se agregan fertilizantes.

3.3. RECAMBIO DE AGUA Y EFLUENTES

Debido a la elevada cantidad de alimento y/o fertilizantes usados en sistemas de cultivo intensivos y semi-intensivos de *P. vannamei* la calidad de agua en el estanque podría deteriorarse, y a medida que incrementa la producción llegar a niveles que son tóxicos para los organismos. Por lo tanto se utiliza el recambio de agua para preveer excesivos blooms fitoplanctónicos, remover sólidos suspendidos, desechos metabólicos y disminuir la salinidad del agua durante la estación seca (Boyd 1982; 1989). Por otro lado, puede instalarse en las piscinas aireadores mecánicos para aumentar la capacidad asimilativa de los estanques y evitar la presencia de compuestos tóxicos en la columna de agua. Rivera-Monroy *et al.* (1999) señalaron que el recambio de agua en el cultivo de camarones permite altos niveles de producción. En México, la mayoría de las granjas de camarón recambian agua entre un 10 y 50% diario dependiendo de la intensificación del cultivo (Martinez-Cordova *et al.* 1995). En Ecuador, el intercambio de agua se usaba de un 5 a 30% diario y normalmente iba aumentando a medida que transcurría el

cultivo, pero en la actualidad no excede el 5% debido al riesgo de infecciones virales como el WSSV presente en el medio ambiente.

No obstante, existen diversos estudios que indican que el recambio de agua no es necesario (Hopkins *et al.* 1993; Martinez-Cordova *et al.* 1995). Pueden causar la pérdida de nutrientes y de plancton beneficiosos para la producción de camarones a través de los efluentes (Boyd y Fast 1992). Con frecuencia malas prácticas pueden ser aplicadas, como realizar un recambio después de la fertilización o cuando la calidad de agua es buena. Por otro lado, la capacidad asimilativa de los estanques es reducida si hay elevados volúmenes de agua saliendo o si el estanque es drenado en la cosecha. Estos eventos remueven la materia orgánica y nutrientes antes que ellos sean asimilados por procesos naturales (Boyd 1995). Martinez-Cordova *et al.* (1995) encontraron que la disminución del intercambio de agua hasta un 7,5% diario no afecta la producción de *P. vannamei* sembrados a una densidad de 30 PL/m² pero si afecta la calidad de agua de una manera marginal. Reducciones de hasta un 5% resultaron en una disminución del crecimiento, supervivencia y consecuentemente de la producción (Martinez-Cordova *et al.* 1995). Allan y Maguire (1993) probaron diferentes porcentajes de recambio de agua (0-40%) en estanques con geomembrana sembrados a 20 y 47 PL/m² e indicaron que características tales como peso, biomasa y tasa de conversión alimenticia en camarón así como pH, concentraciones de amonio, nitrito y nitrato en el agua no fueron significativamente afectadas por el intercambio de agua pero sí redujo la concentración de fósforo y de fitoplancton. MacGee y Boyd (1983) señalaron que los procesos biológicos mediados por bacterias y fitoplancton –que a su vez son regulados por la temperatura y la entrada de alimento- tienen una mayor influencia sobre el ecosistema que los procesos físicos de intercambio de agua. Es posible disminuir el intercambio de agua con el uso de aireadores debido a un aumento en la capacidad asimilativa del fondo del estanque, principalmente a través de una mejor distribución del oxígeno y producto del establecimiento de poblaciones bacterianas (Boyd y Tucker 1998).

El impacto acumulativo de efluentes provenientes de piscinas de cultivo sobre la calidad del medio ambiente es proporcional al volumen de descarga, la concentración de nutrientes y la capacidad de los cuerpos de agua para diluir y asimilar la

contaminación (Csavas 1994). Si el volumen de agua que recibe es grande y la carga de contaminantes es pequeña podrían no observarse efectos adversos. Por otro lado, si hay alta contaminación, elevado volumen de descarga y el cuerpo receptor es pequeño, podrían ocurrir efectos adversos; todo depende en último caso de la tasa de recambio de agua que posea el cuerpo receptor (Boyd 1982).

Con la simple disminución del recambio de agua se podría disminuir significativamente la descarga de nutrientes y materia orgánica desde los estanques y de esta manera disminuir el impacto de la descarga sobre las aguas receptoras. Tucker y colaboradores (1996) demostraron, en tanques de bagre, que evitando la pérdida de agua a través de la descarga y el no vaciado en la cosecha la suma anual de nutrientes y materia orgánica en aguas de desecho disminuyó un 60 y 70 %, respectivamente. En la estación de verano, el manejo de agua evitando las pérdidas por desborde producto del aporte de las lluvias, redujo la descarga estimada de nitrógeno en un 91%, fósforo por sobre el 88%, DBO por sobre 91% y DQO (demanda química de oxígeno) por sobre 92% comparado con la descarga de tanques donde no se evitó el desborde debido a lluvias (Tucker *et al.* 1996).

Las diferentes prácticas en el manejo de los volúmenes de agua están apuntadas a mejorar las condiciones ambientales para el adecuado cuidado de los organismos en cultivo. No obstante, en recientes años ha nacido la preocupación por el impacto que han causado estas aguas de descarga, como excesivos aportes de nutrientes a las aguas receptoras. Efectos como la diseminación de enfermedades han llevado a reducir los volúmenes de agua de intercambio llegando en algunos casos a cero.

3.4. DINÁMICA DE LOS NUTRIENTES EN ESTANQUES DE ACUICULTURA

Las fuentes de nutrientes en estanques de cultivo de camarón son principalmente alimentos y fertilizantes, seguidas por los afluentes, lluvias, la siembra de los organismos de cultivo, y nitrógeno proveniente de la atmósfera (Funge-Smith y Briggs 1996). La cantidad de nitrógeno y fósforo que entra por el alimento balanceado dependerá de su constitución en proteínas y elementos fosforados. La importancia de los efluentes estará determinada por factores como la densidad de siembra, el porcentaje de recambio de agua y la calidad de agua en la fuente.

La asimilación por el fitoplancton, nitrificación y denitrificación por bacterias, volatilización, fijación de nitrógeno atmosférico y mineralización son los mayores procesos relacionados al ciclo del nitrógeno en estanques de acuicultura (Hargreaves 1998).

La asimilación por el fitoplancton es el principal proceso de remoción de nitrógeno en estanques de cultivo (Hargreaves 1998). Amonio disuelto y nitrato en el agua provenientes de fertilizantes, nitrógeno orgánico, metabolismo u otras fuentes son los principales sustratos tomados por el fitoplancton. Solo después de que se han terminado ($< 0,03$ mgN/L) podrían ser asimilados significantes cantidades de nitrato (Syrett 1981; McCarthy 1981). En un estudio de la variación a corto plazo de amonio, Krom *et al.* (1989) encontraron que su concentración fue inversamente proporcional a la densidad del fitoplancton, y que las disminuciones en abundancia de algas coincidían con altas concentraciones de amonio y bajas concentraciones de oxígeno disuelto. También puede soportar el crecimiento de fitoplancton nitrógeno atmosférico proveniente de la fijación por cyanobacterias y nitrato producto de la nitrificación (Lorenzen *et al.* 1997).

Nitrógeno es soluble en agua y ciertas cyanobacterias pueden tomar cuenta de esta forma molecular y reducirla a amonio a través de procesos enzimáticos (Boyd 2000). La oxidación de amonio a nitrato es conocida como nitrificación y es afectada por la concentración de oxígeno disuelto, temperatura, pH, número de bacterias nitrificantes y

disponibilidad de superficie. Muchos de estos factores están interrelacionados y su efecto sobre la nitrificación es compleja (Boyd y Tucker 1998). La nitrificación ocurre tanto en la columna de agua como en el sedimento. Las tasas varían ampliamente entre diferentes tipos de agua, incrementándose cuando la concentración de amonio aumenta. Para una rápida nitrificación es necesario una abundante concentración de oxígeno disuelto (Boyd 2000). No obstante, la magnitud de la nitrificación es relativamente pequeña en relación a las tasas de otras transformaciones de nitrógeno durante un ciclo de producción (Hargreaves 1998). El proceso de denitrificación es el paso de nitrato a la forma gaseosa (N_2) por ciertas bacterias en condiciones aeróbicas; puede ser de mucha importancia en sistemas donde la concentración de nitrito es alta. En estanques de bagre se remueven de 0 a 60 mg N/m²/día por este proceso (Boyd 2000). Nitrificación y volatilización llegan a ser procesos importantes solo cuando la concentración de nitrógeno excede la capacidad de asimilación del plancton lo que ocurre en sistemas acuícolas de alta densidad (Lorenzen *et al.* 1997).

Hargreaves (1997) indica que otra fuente importante de amonio en la columna de agua es la mineralización de la materia orgánica y la consecuente regeneración de nutrientes en la interfase sedimento-agua. Un modelo de simulación que describe la dinámica del amonio en estanques de bagre estimó que del 25 al 33% del amonio en la columna de agua fue derivado desde los sedimentos (Hargreaves 1997). Por otro lado, Martin *et al.* (1998) determinaron que en cultivos semi-intensivos de camarón un 38,4 % del nitrógeno que entra al tanque es acumulado en los sedimentos; pero que, a bajas densidades de cultivo el sedimento podría actuar como un dador y no como un acumulador de este elemento. Estos autores también mostraron como importantes los procesos de remoción de nitrógeno por difusión de amonio deionizado a la atmósfera y denitrificación, los cuales sumaron del 9,7 al 32,4% del total (Martin *et al.* 1998). Briggs y Funge-Smith (1994) y Funge-Smith y Briggs (1996) reportaron en estanques de camarón que el porcentaje de nitrógeno liberado a la atmósfera varió de un 13 a un 30% del total.

En un sistema semi-intensivo o intensivo las principales fuentes de fósforo son alimentos y fertilizantes. A través de los alimentos balanceados los animales absorben

un porcentaje de P, otra fracción es defecada y pasa a constituir el fósforo orgánico particulado (POP) estado al cual pasa directamente el P contenido en fertilizantes de tipo orgánico (Boyd y Tucker 1998). La liberación del fósforo contenido en la materia orgánica se da por la acción microbiana, una porción de este es absorbido por plantas y el restante puede reaccionar con Fe^{3+} , Al^{3+} , Ca^{2+} y coloides, y fijarse en los suelos (Boyd 1995). Las algas pueden constituir POP, el cual puede pasar a su forma disuelta. Ortofosfato es la forma en la que se encuentra el P proveniente de fertilizantes inorgánicos, el cual puede ser absorbido por el fitoplancton y pasar a constituir nuevamente POP (Boyd y Tucker 1998).

4. MATERIALES Y MÉTODOS

Se muestreo un total de 19 estanques de cultivo de camarón, 14 de ellos estuarinos ubicados en el Golfo de Guayaquil y 5 ubicados en la localidad de Chanduy, Península de Santa Elena, zona donde el suplemento de agua para la acuicultura es de origen marino. Los 5 estanques localizados cercanos al mar fueron sembrados a densidades intermedias (13 – 19 PL/m²). De los 14 estanques salobres, 2 fueron sembrados a alta densidad (80 – 100 PL/m²); 4 a densidad media (13 – 19 PL/m²) y 8 fueron sembrados a baja densidad (4 – 9 PL/m²). Piscinas sembradas a mediana y baja densidad tuvieron un tamaño de 1,5 a 16 ha, con una profundidad media de 1 m. Los estanques de alta densidad fueron de 2,1 ha con profundidad media de 1,5 m. La selección de los estanques se hizo con el apoyo de la Cámara Nacional de Acuicultura del Ecuador.

Los estanques fueron manejados por los granjeros. Se recolectaron datos de producción como cantidad y tipo de alimento suministrado, tasa de fertilización, supervivencia, producción total y peso promedio cosechado. Las tasas de recambio de agua para los diferentes estanques promediaron entre 1% y 5% del volumen del estanque diario. Aireación mecánica (bombas tipo aspiradora de 6 hp/ha) fue suplementada en los estanques de elevada densidad. Debido a la presencia del Virus de la Mancha Blanca (WSSV) uno de los estanques de elevada densidad se cosechó a los 44 días de cultivo, mientras que el resto de los estanques se cosechó entre los 70 y 114 días.

Quincenalmente se recolectaron muestras de afluentes (en el canal reservorio, al lado opuesto de la compuerta de entrada), efluentes (dentro del estanque en la compuerta de salida) y en la estación de bombeo. Las muestras fueron transportadas a menos de 4°C e inmediatamente analizadas en el laboratorio. El total de sólidos suspendidos (gravimetría), fósforo total (digestión con persulfato de potasio y posterior determinación por método de ácido ascórbico), nitrógeno total (digestión con persulfato de potasio y detección por método UV) y demanda bioquímica de oxígeno para 5 días fueron analizadas de acuerdo a los protocolos presentados por APHA *et al.* (1999). Para estimar la concentración de clorofila *a*, entre 50 y 100 mL de agua fue filtrada a través de un filtro Gelman C de fibra de vidrio (1,2 µm de poro), la concentración fue medida

por colorimetría después de la extracción con una solución de acetona:metanol (5:1) a temperatura de 60°C (Pechar 1987).

Muestras camarón se recolectaron al inicio y final del ciclo de cultivo. Estas fueron secadas a 55 °C por 72 horas y posteriormente trituradas para el análisis de nitrógeno y fósforo total. Para fósforo total se digestaron las muestras con ácido perclórico y se midió el fósforo soluble por el método colorimétrico amonio-vanamolibdato (Olson y Sommers 1982). Nitrógeno total se determinó por incineración de la muestras con un analizador LECO carbono-nitrógeno CHN600.

Información de los fabricantes de alimento balanceado en cuanto al porcentaje de proteína, así como la composición de fertilizantes fue recolectada con el fin de estimar todas las entradas de nutrientes a cada estaque.

Análisis de varianza (ANOVA) con un nivel de confianza del 95% fue aplicado para establecer si existían diferencias significativas entre los diversos sistemas de cultivo, y entre afluentes y efluentes en cuanto a las concentraciones de las variables estudiadas. Se utilizó el programa estadístico Data Desk[®] 6.1 (Data Description, Inc; N. Y., EEUU).

5. RESULTADOS

Debido a que las variables de calidad de agua en efluentes de acuicultura podrían estar sujetas a regulaciones es de nuestro interés conocer sus máximas concentraciones. En este estudio, nitrógeno total sobre pasó los 7 mg/L en efluentes en el 82% de los casos para cultivos marinos. En cultivos estuarinos la concentración de nitrógeno en efluentes osciló entre 4 y 7 mg/L en el 80% de las muestras. Mientras que de forma general en afluentes y estación de bombeo la concentración de nitrógeno sobre pasó dicho nivel solo en el 8% de los casos. Fósforo total en los efluentes aumentó por sobre los 0,5 mg/L en el 41% y 16% de las ocasiones para cultivos de baja y alta densidad respectivamente, con concentraciones máximas cercanas a 1,0 mg/L. Cultivos de mediana densidad mostraron valores de fósforo total hasta los 0,2 mg/L en ambientes marinos y hasta los 0,4 mg/L en ambientes estuarinos. Fósforo total en los afluentes y estación de bombeo en todos los casos de estudio fue menor a 0,2 mg/L en el 80% de las muestras analizadas. El total de sólidos suspendidos en los efluentes presentó un rango de 60-300 mg/L. La suspensión de partículas totales en los efluentes sobrepasó los 100 mg/L en un 70% de las muestras, mientras que en los afluentes y estación de bombeo se superó este nivel en el 25% de los casos. Clorofila *a* en los efluentes presentó concentraciones máximas cercanas a 300 µg/L, pero solo se observó superior a 100 µg/L en el 25% de las muestras analizadas y en un 14% de los casos superior a 50 µg/L en los afluentes. Para DBO₅ se observaron valores de hasta 40 mg/L en los efluentes de cultivos estuarinos de baja y mediana densidad, mientras que a densidades altas y en sistemas marinos los valores no sobrepasaron los 20 mg/L para afluentes y efluentes, y de 10 mg/L para estación de bombeo. En general, las variables de calidad de agua no incrementaron con el tiempo de cultivo, a excepción de fósforo total y clorofila *a* en cultivos de alta densidad.

Datos sobre la concentración de nitrógeno y fósforo total, total de sólidos suspendidos, clorofila *a* y DBO₅ se entregan en las figuras 1-5, cada figura contiene datos desde un set de 2 a 8 piscinas.

Las diferencias en la concentración de nitrógeno total entre la entrada y salida de agua durante el periodo de cultivo fueron mayores en estanques sembrados a densidades altas y en sistemas marinos (Fig. 1). No obstante, dichas diferencias solo fueron estadísticamente significativas ($\alpha = 0,05$) para las medias de sistemas de mediana densidad. Las diferencias entre estación de bombeo y salida - potencial de contaminación- fueron mucho más notables en estanques abastecidos con agua de mar, mientras que en bajas densidades estas diferencias no existieron .

Para fósforo total las diferencias entre afluentes y efluentes fueron más notables en cultivos de alta densidad con un incremento con el tiempo de cultivo (Fig. 2). En estanques de densidad media las concentraciones de fósforo se mantuvieron constantes en el tiempo y solo en fuentes de origen marino se observó una mayor concentración en la descarga en comparación con la estación de bombeo y los afluentes. En los cultivos de baja densidad se observó una notable diferencia entre la estación de bombeo y la descarga, sin un aumento de la concentración con el tiempo de cultivo. Diferencias significativas ($\alpha = 0,05$) se presentaron para todos los casos de estudio entre afluentes y efluentes en la concentración de fósforo total.

Para el total de sólidos suspendidos el mayor incremento en la descarga en relación a los afluentes se observó en estanques de alta densidad seguido por estanques con fuentes de origen marino (Fig 3). De igual forma, la mayor diferencia entre la descarga y estación de bombeo se observó en estos estanques. Todos los sistemas de cultivo presentaron diferencias significativas ($\alpha = 0,05$) entre afluentes y efluentes para los valores medios de la concentración de sólidos suspendidos totales.

Solo en sistemas de alta densidad la concentración de clorofila *a* en los efluentes y las diferencias entre afluentes y descarga se incrementaron con el tiempo de cultivo (Fig. 4). En todos los tratamientos la concentración de clorofila *a* en la descarga fue notablemente mayor a la estación de bombeo acentuándose en sistemas intensivos. Diferencias significativas ($\alpha = 0,05$) en la concentración de clorofila *a* entre afluentes y efluentes se observaron en sistemas estuarinos de baja y alta densidad y en sistemas marinos.

Para DBO_5 no se observó ninguna tendencia al incremento con el tiempo de cultivo, ni diferencias significativas ($\alpha = 0,05$) entre los afluentes y efluentes, a excepción de estanques con fuentes de origen marino (Fig. 5). Las mayores diferencias entre la estación de bombeo y la descarga se encontraron en estanques de baja y mediana densidad.

En los diversos estanques de estudio la sobrevivencia varió entre un 6% y 41%, y su biomasa al momento de la cosecha fue de 100, 201 y 476 kg/ha para sistemas de baja, mediana y alta densidad en ambientes estuarinos, respectivamente, y de 385 kg/ha para estanques marinos.

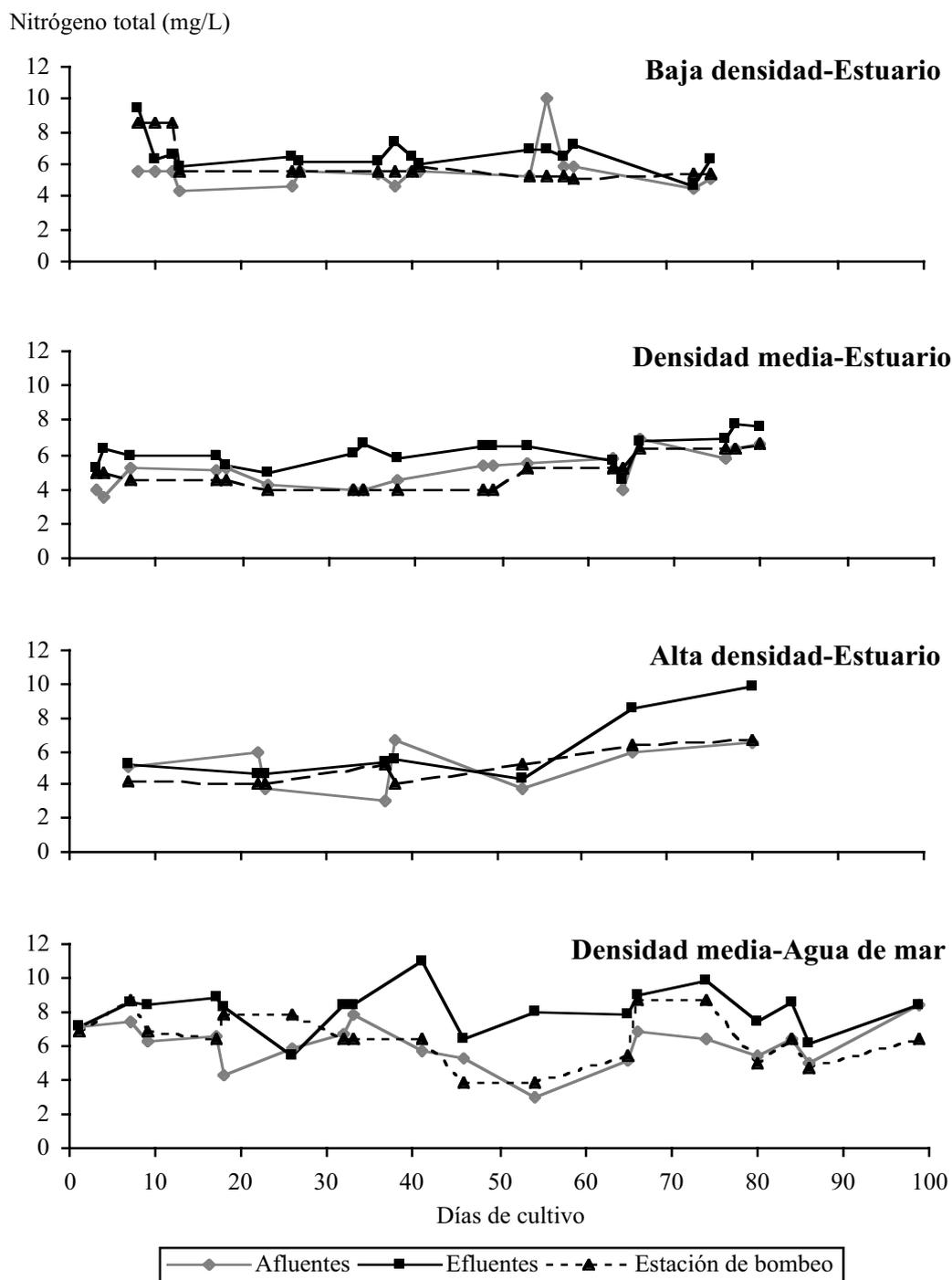


Fig. 1: Concentración de nitrógeno total en afluentes, efluentes y estación de bombeo de piscinas camaroneras sembradas a baja, mediana y alta densidad.

Fósforo total (mg/L)

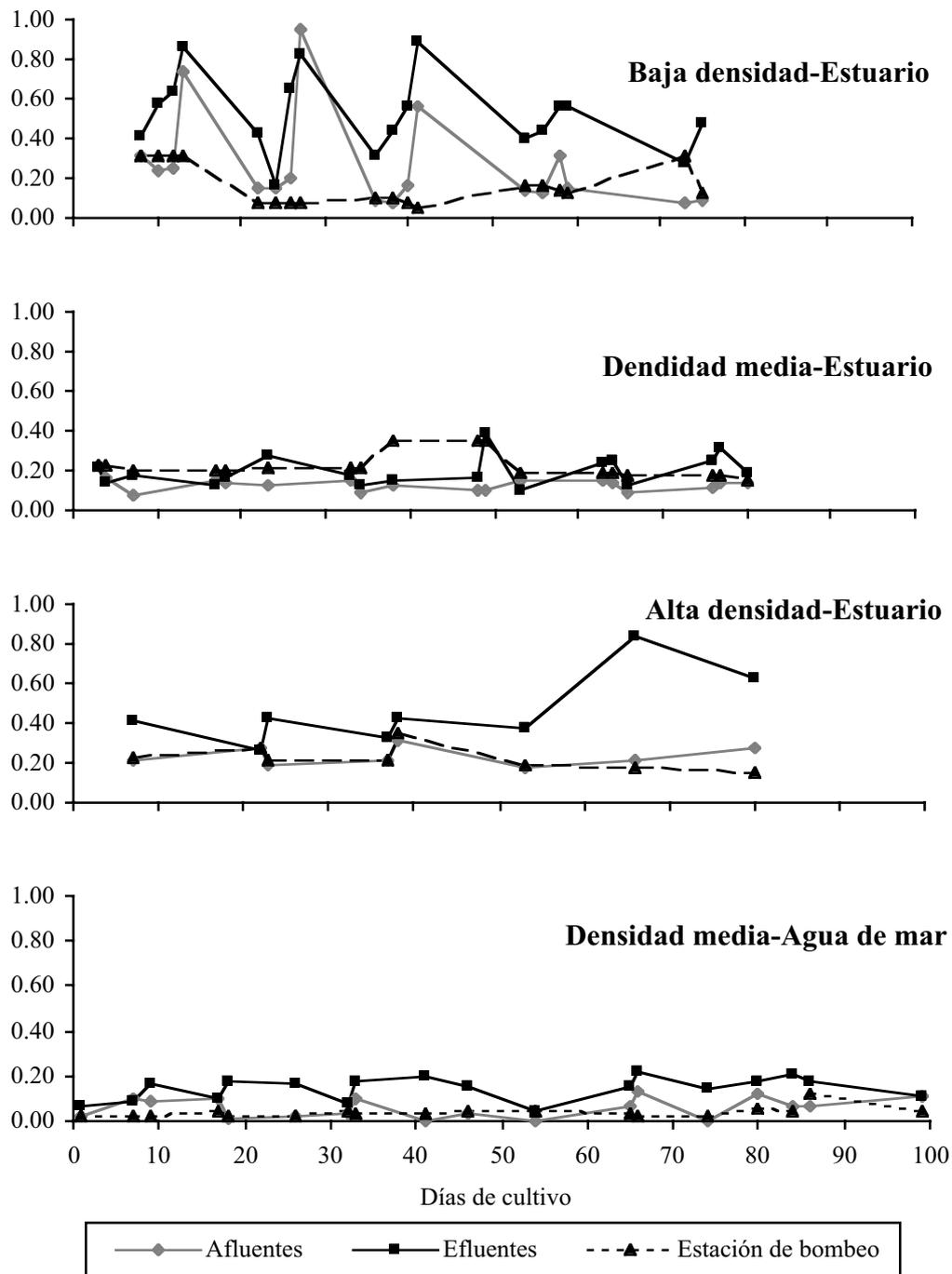


Fig. 2: Concentración de fósforo total en afluentes, efluentes y estación de bombeo de piscinas camaroneras sembradas a baja, mediana y alta densidad.

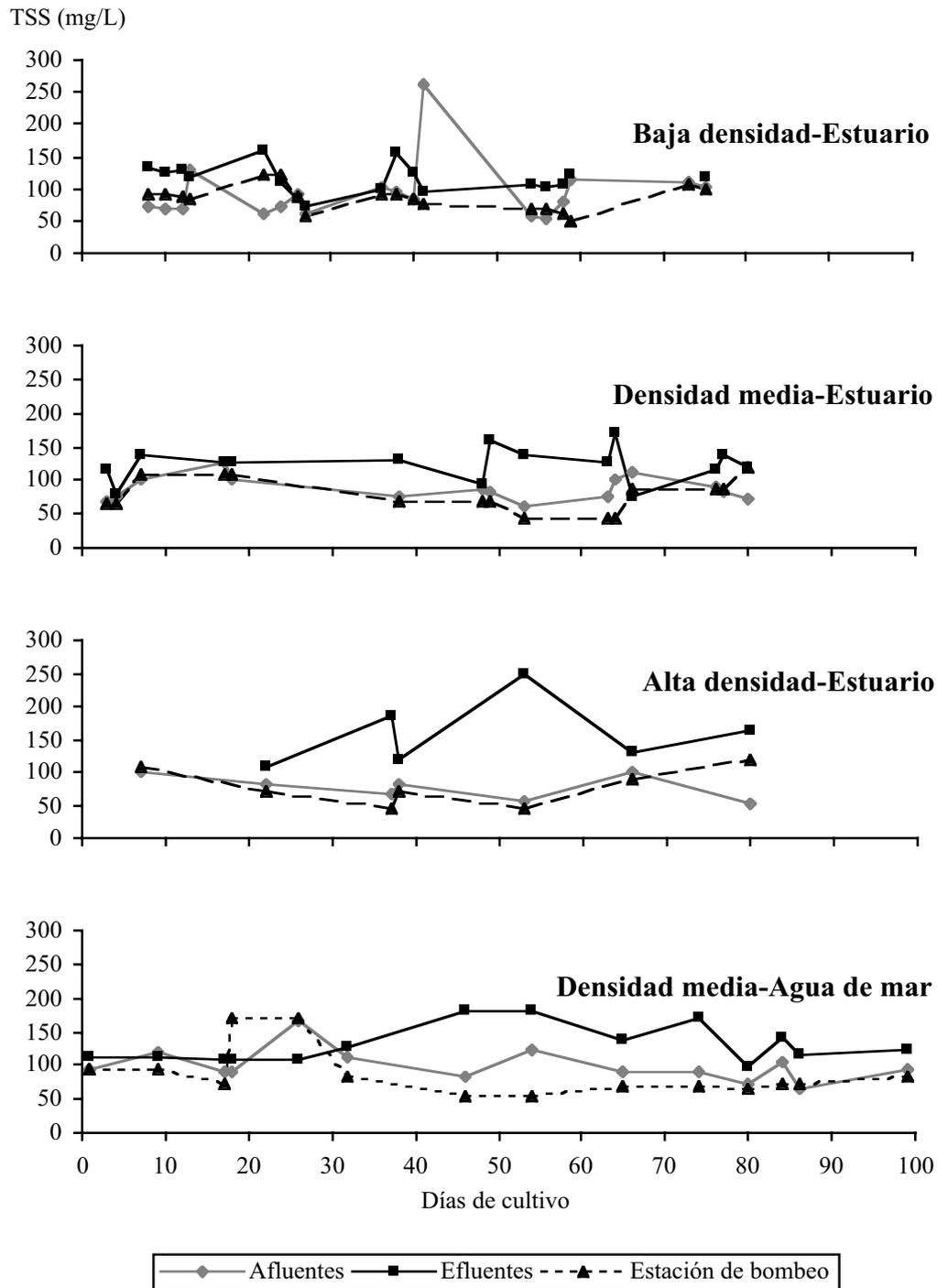


Fig. 3: Total de sólidos suspendidos (TSS) en afluentes, efluentes y estación de bombeo de piscinas camaroneras sembradas a baja, mediana y alta densidad.

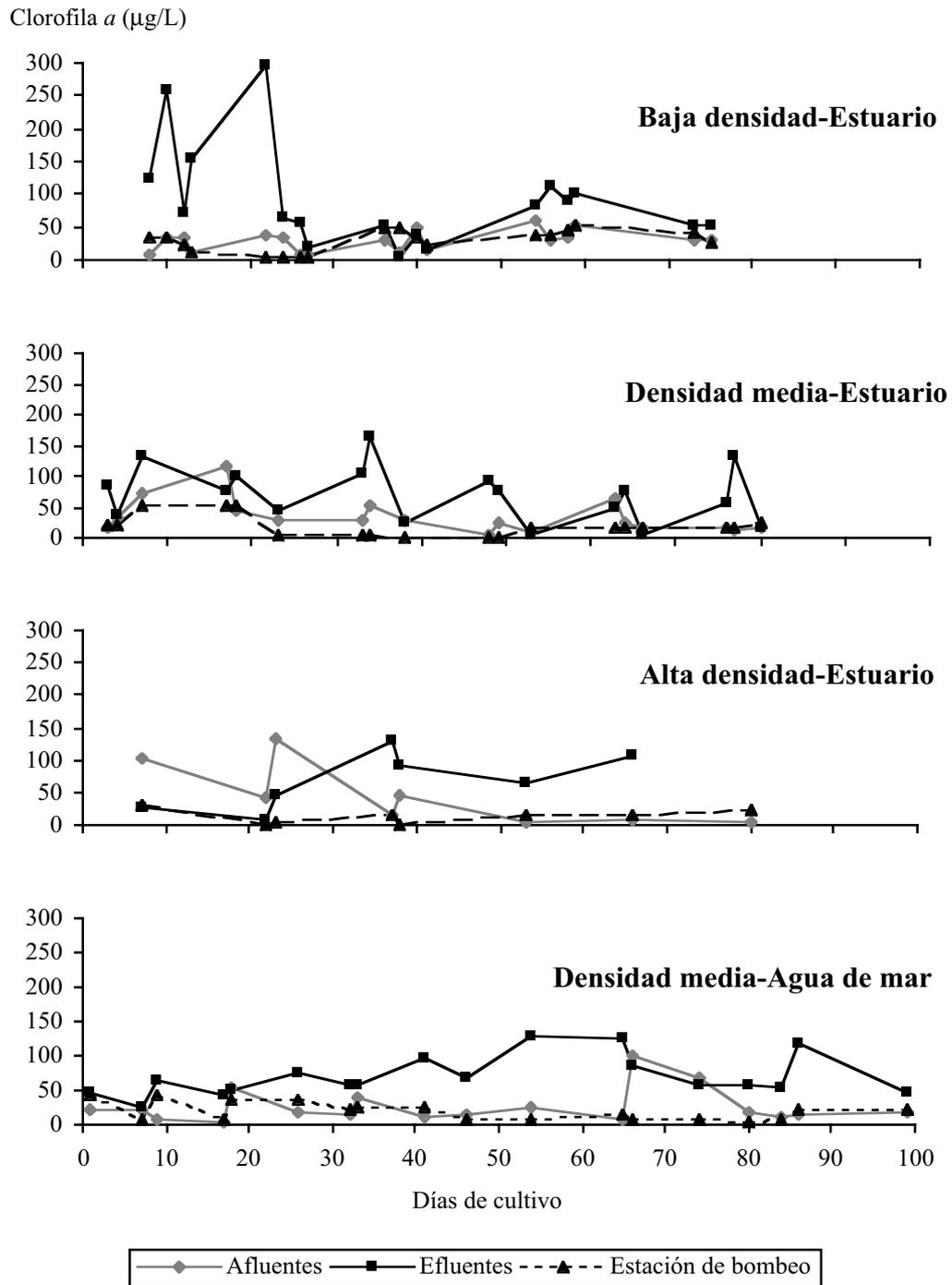


Fig. 4: Concentración de clorofila *a* en afluentes, efluentes y estación de bombeo de piscinas camaroneras sembradas a baja, mediana y alta densidad.

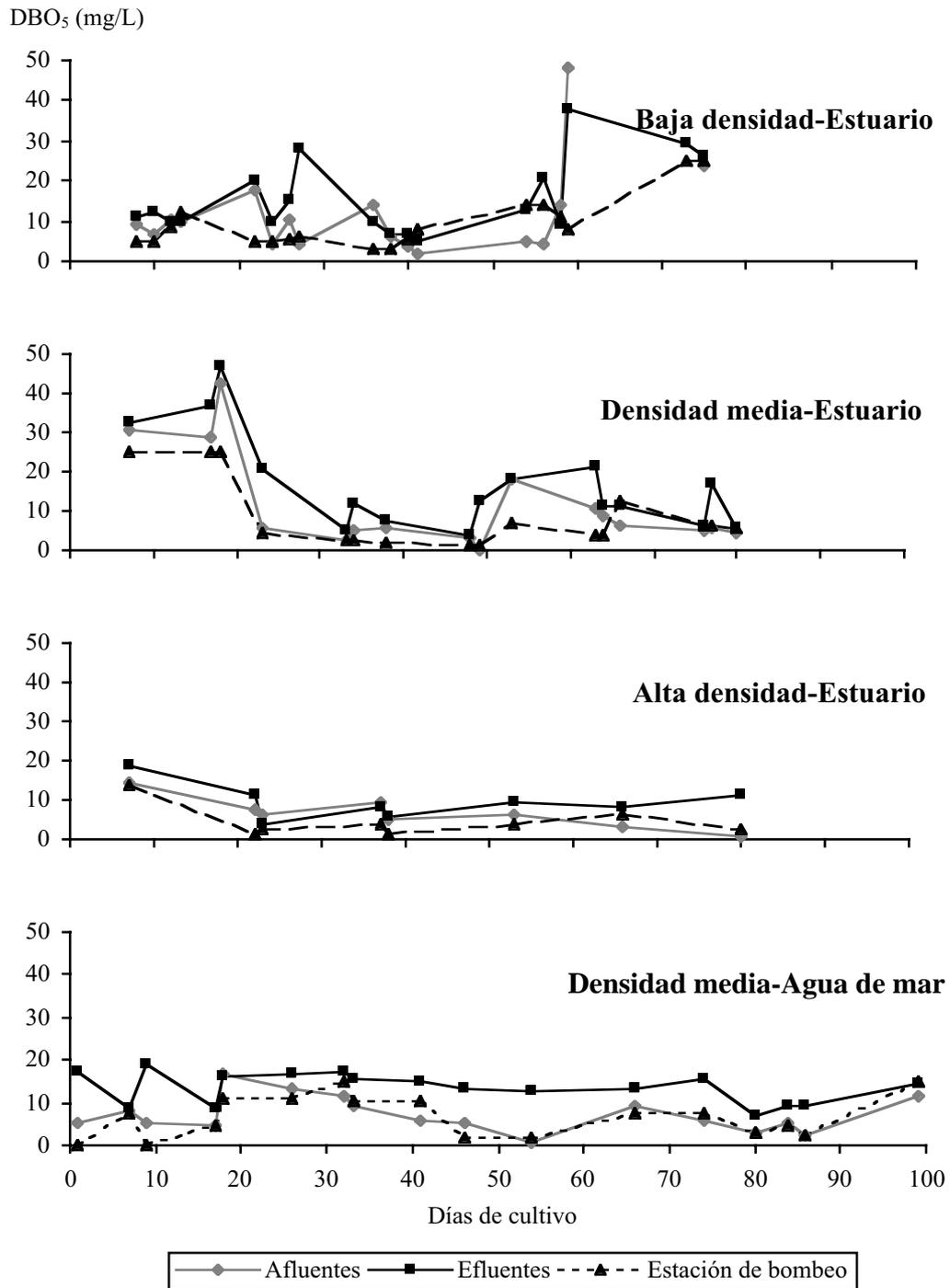


Fig. 5: Demanda bioquímica de oxígeno para 5 días (DBO₅) en afluentes, efluentes y estación de bombeo de piscinas camaroneras sembradas a baja, mediana y alta densidad.

6. DISCUSIÓN

Las fuentes de agua por lo general presentaron concentraciones de las variables estudiadas superiores a las reportadas para aguas naturales (Tabla 1), a excepción de fósforo total y clorofila *a*. Concentraciones por sobre lo esperado pueden ser producto de la misma actividad acuícola, así como de las actividades industriales presentes en el Golfo de Guayaquil. Por otro lado, una baja circulación del agua en los estuarios podría favorecer el incremento gradual en la concentración de nutrientes, permitiendo la acumulación de materia orgánica y una elevada actividad biológica. Dierberg y Kaittisimkul (1996) señalan que los manglares tienen una elevada capacidad de asimilar nutrientes desde el agua; por lo tanto una mayor concentración de nutrientes podría estar asociada a la disminución del manglar del Golfo de Guayaquil.

Contrario a lo esperado sistemas de baja y alta densidad -que presentaron el mayor ingreso de nitrógeno contado de alimento y fertilizantes (39 y 82 kg/ha, respectivamente)- no tuvieron diferencias significativas entre los afluentes y efluentes (Tabla 1). Mientras que si se observaron diferencias significativas en piscinas sembradas a mediana densidad en ambos ambientes que recibieron la menor carga de nitrógeno (15-17 kg/ha), indicando que a una mayor carga el fondo podría actuar como un acumulador, y como un dador cuando los ingresos son menores. Martin *et al.* (1998) demostraron que al aumentar los ingresos de nitrógeno aumenta la tasa de acumulación en los sedimentos, la cual esta por sobre 38,4% del total de ingresos en piscinas sembradas a 30 PL/m². Por otro lado, observaron que en estanques sembrados a 1 PL/m² los sedimentos fueron probablemente una fuente de nitrógeno mas que un acumulador (Martin *et al.* 1998). Los sedimentos en estanques de acuicultura son una fuente amonio a la columna de agua, producido a través de la regeneración de nitrógeno a partir de la mineralización de la materia orgánica en la interfase sedimento-agua (Hargreaves 1998).

Tabla 1: Media y desviación estándar de las variables de calidad de agua para piscinas de cultivo de camarón sembradas a densidad baja, media y alta, comparadas con rangos en aguas naturales.

	Estuario			Agua de mar	Aguas naturales ¹
	Baja densidad	Densidad media	Alta densidad	Densidad media	
Nitrógeno total (mg/L)					0,01 – 2,00
Afluentes	5,9 ± 2,4 ^{a,*}	5,2 ± 1,1 ^{a,*}	4,8 ± 1,2 ^{a,*}	6,0 ± 1,2 ^{a,*}	
Efluentes	6,5 ± 1,1 ^{a,*}	6,2 ± 0,9 ^{a,**}	5,8 ± 1,7 ^{a,*}	8,0 ± 1,3 ^{b,**}	
Fósforo total (mg/L)					0,01 – 0,50
Afluentes	0,24 ± 0,21 ^{a,*}	0,13 ± 0,04 ^{b,*}	0,23 ± 0,05 ^{a,*}	0,06 ± 0,04 ^{b,*}	
Efluentes	0,53 ± 0,26 ^{a,**}	0,19 ± 0,08 ^{b,c,**}	0,42 ± 0,17 ^{a,b,**}	0,15 ± 0,05 ^{c,**}	
TSS (mg/L)					25 – 50
Afluentes	88,99 ± 39,91 ^{a,*}	86,31 ± 20,32 ^{a,*}	74,65 ± 17,97 ^{a,*}	93,35 ± 26,65 ^{a,*}	
Efluentes	115,07 ± 31,40 ^{a,**}	121,46 ± 29,44 ^{a,**}	134,17 ± 58,20 ^{a,**}	131,73 ± 56,89 ^{a,**}	
Clorofila <i>a</i> (µg/L)					10 – 50
Afluentes	38,40 ± 51,64 ^{a,*}	32,59 ± 25,03 ^{a,*}	47,37 ± 46,70 ^{a,*}	20,96 ± 21,15 ^{a,*}	
Efluentes	79,93 ± 65,05 ^{a,**}	75,99 ± 48,67 ^{a,**}	60,59 ± 41,82 ^{a,*}	74,09 ± 44,54 ^{a,**}	
DBO ₅ (mg/L)					1,0 – 5,0
Afluentes	11,4 ± 9,9 ^{a,*}	9,1 ± 11,4 ^{a,*}	11,8 ± 9,6 ^{a,*}	6,8 ± 4,1 ^{a,*}	
Efluentes	14,2 ± 8,4 ^{a,*}	12,9 ± 12,2 ^{a,*}	14,3 ± 8,3 ^{a,*}	12,5 ± 4,4 ^{a,**}	

¹ Adaptado de Boyd 1990; Boyd 2000; Midlen y Redding 2000.

Medias con igual letra no tienen diferencias significativas ($\alpha = 0,05$) entre tratamientos.

Medias con igual * no tienen diferencias significativas ($\alpha = 0,05$) entre afluentes y efluentes

La descarga de nitrógeno en los efluentes fue comparativamente superior a la reportada por diversos autores (Briggs y Funge-Smith 1994; Dierberg y Kaattisimkul 1996; Martin *et al.* 1998) que estudiaron la calidad de efluentes en cultivo de camarón sembrados a diferentes densidades (Tabla 2). Estas diferencias podrían estar asociadas al elevado ingreso de nitrógeno por los afluentes, alimentos y fertilizantes encontrado en este estudio (Tabla 3). La concentración de nitrógeno en la descarga entre cultivos estuarinos no presentó diferencias significativas a pesar de la elevada carga alimenticia de sistemas de alta densidad. Esto puede ser explicado por los excesivos esquemas de fertilización en sistemas de baja densidad que aportaron 27,4 kgN/ha. Las descargas en los sistemas marinos fueron significativamente mayores a aquellas estuarinas sin que existieran diferencias previas entre los afluentes de los sistemas estudiados (Tabla 1). Fondos arenosos como los observados en sistemas marinos no favorecen la acumulación de nitrógeno en el suelo por presentar partículas de mayor tamaño y menor superficie de contacto que limita el establecimiento de poblaciones bacterianas, además de ser menos reactivos (Boyd 1995).

Tabla 2: Concentración de variables de calidad de agua en cultivo de camarón a diversas densidades de siembra.

Densidad de siembra por m ²	Dierberg y Kaattisimkul 1996		Briggs y Funge -Smith 1994	Martin <i>et al.</i> 1998			
	30 PL	70 PL	80-100 PL	4 PL	7 PL	15 PL	22 PL
Nitrógeno total (mg/L)	3,6	17,1	3,5	0,5	0,7	0,6	0,8
Fósforo total (mg/L)	0,18	0,32	0,40	-	-	-	-
TSS (mg/L)	92	498	165	-	-	-	-
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	70	350	152	10	13	11	15
DBO ₅ (mg/L)	10	29	8	-	-	-	-

No es posible atribuir de alguna forma los resultados obtenidos en cultivos de alta densidad a los sistemas de aireación ya que los efectos de la aireación sobre la dinámica del nitrógeno son una compleja función de la tasa de alimentación, sedimentos en suspensión, densidad de fitoplancton, horario y tiempo de aireación. Esta podría favorecer la volatilización de amonio de la misma forma que producir la liberación de amonio intercambiable a través de la resuspensión de sedimentos (Hargreaves 1998).

En todos los tratamientos se encontraron diferencias significativas en la concentración de fósforo entre los afluentes y efluentes (Tabla 1), atribuido al ingreso de fósforo a través de alimento y fertilizante que contribuyeron entre 5,0 y 16,6 kg/ha en todo el ciclo de cultivo. Las descargas de fósforo son consistentes a las reportadas por autores que trabajaron con camarón cultivado a distintas densidades (Tabla 2).

Piscinas sembradas a baja densidad presentaron una concentración de fósforo en los efluentes significativamente mayor a los sistemas de mediana densidad, y no presentaron diferencias significativas en comparación con sistemas de alta densidad (Tabla 1) a pesar de la mayor carga de fósforo adicionada en estos estanques a través de alimentos y fertilizantes (16,6 kg/ha). Esto puede ser atribuido al notable aporte de fósforo en cultivos de baja densidad a través de fertilizantes (7,3 kg/ha), que constituyó la principal fracción del total de ingresos (59%), mientras que en cultivos de mediana y alta densidad el mayor aporte lo representó el alimento (71-82%). Fósforo en fertilizantes pasa directamente a constituir formas disueltas, pudiendo estar disponible por más tiempo en la columna de agua, mientras que fósforo contenido en el alimento no consumido puede directamente pasar a formar parte de los sedimentos. Sistemas de alta densidad presentaron una mayor descarga respecto a sistemas de mediana densidad explicado posiblemente por su elevada tasa alimenticia. No obstante, el ingreso a través de los afluentes también fue superior. Sistemas marinos presentaron la menor entrada de fósforo y consecuentemente la menor descarga en los efluentes. Por otro lado, en agua de mar las elevadas concentraciones de calcio y elevado pH favorecen la precipitación del fósforo y su rápida inclusión en el fondo del estanque (Boyd y Tucker 1998).

La concentración del total de sólidos suspendidos en la entrada de agua en algunas ocasiones fue superior a la estación de bombeo debido posiblemente a la erosión de las paredes del canal reservorio así como a procesos biológicos que podrían colaborar con material en suspensión. De la misma forma TSS podría aumentar como resultado de la erosión dentro del canal de descarga incrementando el impacto final sobre las aguas receptoras. TSS presentó diferencias significativas entre afluentes y efluentes en todos

los tratamientos (Tabla 1). El valor mínimo en los efluentes fue de 61,40 mg/L lo cual es superior al límite (30 mg/L) recomendado por agencias de protección ambiental y de control de contaminantes estadounidenses (Boyd y Gautier 2000). Sin embargo, la concentración mínima en los afluentes también es mayor, por lo tanto los estándares reguladores deberían basarse en el incremento entre afluentes y la descarga. De la misma forma en diversos estudios de efluentes en estanques de acuicultura de peces (Schwartz y Boyd 1994b; Tucker *et al.* 1996) y camarón (Zeiman *et al.* 1992; Briggs y Funge-Smith 1994; Dierberg y Kaattisimkul 1996) los sólidos suspendidos sobre pasan los 30 mg/L.

Los sistemas de cultivo no presentaron diferencias significativas en la concentración de TSS en los efluentes (Tabla 1), a pesar de las diferencias significativas en el ingreso de alimentos entre sistemas de alta densidad (16,45 kg/ha/día) y los de densidad media (3,81 kg/ha/día) y baja (2,75 kg/ha/día). Alimento no consumido y heces pueden incrementar la concentración de materia orgánica particulada y contribuir al total de sólidos suspendidos, sin embargo, el mayor efecto sobre el TSS es la contribución de sedimentos. Las mayores descargas de TSS fueron en estanques de alta densidad debido posiblemente a la presencia de aireadores que podrían colaborar con la resuspensión de partículas y sedimentos. A partir de una revisión de 14 publicaciones de la calidad de agua en estanques de acuicultura, Boyd y Gautier (2000) promediaron una concentración de sólidos suspendidos de 214 mg/L en efluentes de piscinas intensivas que se caracterizaban por el uso de aireadores mecánicos, a los cuales atribuyeron la alta concentración de esta variable. Wang (1990) mencionó que la caracterización de partículas en suspensión en cuanto a la distribución de tallas, concentración y microbiología es de primordial importancia en el manejo de estanque de cultivo de camarón. Sólidos suspendidos contribuyen a la turbidez, esta en muchas ocasiones puede tener efectos adversos sobre las comunidades bentónicas que sirven de alimento a camarones y limita la penetración de la luz lo cual reduce la producción de oxígeno por fitoplancton. No obstante, rara vez podría tener un efecto adverso directo sobre los organismos en cultivo (Boyd 1984).

No existieron diferencias significativas en la concentración de clorofila *a* entre afluentes y efluentes de piscinas sembradas a alta densidad a pesar de los elevados ingresos de

nutrientes, atribuimos este hecho a la aireación que colaboró con una mayor suspensión de partículas y posiblemente impidió una adecuada penetración de la luz que es fundamental para la fotosíntesis. Mientras que en los otros sistemas de cultivo si se observaron diferencias significativas en la concentración de clorofila *a* entre afluentes y efluentes, estas diferencias son explicadas por la mayor abundancia de fitoplancton debido al ingreso de nutrientes a través del agua, alimentos y fertilizantes. Abundancias relativas de fitoplancton pueden ser estimadas a través de la concentración de clorofila *a*. Boyd (1990) comparó estanques fertilizados y no fertilizados y encontró un aumento en la concentración de clorofila *a* de 55 $\mu\text{g/L}$ en estanques fertilizados. A pesar de las amplias diferencias en el ingreso de nutrientes entre sistemas de cultivo, los efluentes no presentaron diferencias significativas en la concentración de clorofila *a* (Tabla 1). Dichas diferencias pudieron encontrarse en una distinta distribución entre las especies que constituyeron el fitoplancton. Las concentraciones de nutrientes son una fuerza selectiva que afecta a la distribución de las comunidades fitoplanctónicas pero no siempre su abundancia (Boyd y Tucker 1998). Sistemas de baja densidad presentaron elevadas tasas de fertilización, pero las fuentes de nitrógeno y fósforo fueron aplicadas al estanque con días de diferencia. Boyd y Musig (1981) demostraron en condiciones experimentales que sobre el 50% de fósforo es absorbidos por el fondo en las primera semana después de fertilización.

La concentración de clorofila *a* varió de 2 a 300 $\mu\text{g/L}$, valores similares a los reportados por diversos autores (Tabla 2). El 25% de las muestras en efluentes estuvo sobre los 100 $\mu\text{g/L}$ y el 7% sobre 150 $\mu\text{g/L}$. Krom *et al.* (1989), en estanques de cultivo de peces, encontraron niveles de 150 $\mu\text{g/L}$ de clorofila *a* señalando que estos niveles eran solo comparables con sistemas altamente contaminados. Los dos mayores contribuidores a los problemas de calidad de agua en estanques son la sobre población de algas y el total de sólidos suspendidos. Algas y sólidos suspendidos pueden ser removidas por bivalvos o por estanques de sedimentación. Con la remoción de algas y partículas suspendidas una elevada porción de agua podría retornar para ser usada en el estanque de camarones (Wang 1990). El control y manejo de sólidos suspendidos y densidad de fitoplancton en la columna de agua son vitales para el mejor control de la calidad de agua de estanques de cultivo de camarón.

DBO₅ promedió en los efluentes 13,4 mg/L con una amplia variabilidad (Tabla 1). Diferencias significativas entre afluentes y efluentes solo se observaron en ambientes marinos. No obstante, la descarga fue superior a la reportada por Briggs y Funge-Smith (1994) para estanques sembrados a elevada densidad (80-100 PL/m²) y con alto ingreso de alimento (450 kg/ha/día) (Tabla 2). DBO₅ es indicador de la cantidad total de materia orgánica presente en la columna de agua y es muy útil para valorar el potencial de contaminación de los efluentes (Boyd 1990). En promedio las piscinas aportaron 3,9 mg/L a los efluentes lo cual no es un impacto de importancia si consideramos que los afluentes y estación de bombeo presentaron una elevada concentración de esta variable. En este sentido Boyd y Tucker (1998) señalaron que en muchas ocasiones los suplementos de agua para la acuicultura tienen una elevada suma de materia orgánica (sobre los 5 mg/L se puede considerar enriquecida) como resultado contaminación doméstica, agrícola o industrial.

El ingreso de alimento y clorofila *a* fue superior en sistemas de alta densidad donde DBO₅ no superó los 20 mg/L. Mientras que sistemas de mediana y baja densidad con menor ingreso de materia orgánica tuvieron niveles de DBO₅ que en algunas ocasiones superaron los 40 mg/L. En contraste, Hopkins *et al.* (1993) encontraron que DBO₅ en el agua de estanques tendía a incrementar con el aumento en la densidad de cultivo y la disminución del recambio de agua; no obstante a diferencia de nuestro trabajo los afluentes tenían una baja carga (1,5 mg/L) y el cultivo se realizó en piscinas con geomembrana. Demanda química de oxígeno (DQO) también es una medida de la suma de materia orgánica presente en el agua y es proporcional a DBO₅ (Boyd 1973). Tucker *et al.* (1979) encontraron un aumento en DQO con el incremento de la densidad de cultivo relacionado a la mayor carga orgánica debido al ingreso de alimento en estanques de bagre.

El criterio estándar para DBO₅ permitido por agencias estadounidenses de regulación ambiental para los efluentes de acuicultura es de 30 mg/L. Los resultados reportados aquí están bajo este nivel a pesar de la alta carga en los afluentes. Y de aún menor

importancia si consideramos que los volúmenes de descarga son bajos (1-5% diario) por lo cual toda la materia orgánica podría ser metabolizada en el estanque.

El balance de nutrientes en estanques de cultivo de camarón en Ecuador sembrados a diferentes densidades revela que retienen o metabolizan un rango de 0% - 35% de nitrógeno y 51% - 61% de fósforo (Tabla 3). Nitrógeno no cuantificado pudo perderse por volatilización, denitrificación o percolación (Hargreaves, 1998). Boyd (1985) señaló que estos procesos remueven un gran suma de nitrógeno (6,92 kg/ha/año) en estanques de cultivo de bagre, especialmente en condiciones anaeróbicas y elevado pH. A través de un modelo matemático, Lorenzen y colaboradores (1997) entregan la importancia relativa de procesos de remoción de nitrógeno para cultivos de camarón a baja y alta densidad considerando como las de mayor importancia la sedimentación de fitoplancton (66 y 48%) y volatilización (8 y 30%). La elevada asimilación del fósforo es reportada por diversos autores (Boyd y Musig 1981; Boyd 1990; Gross *et al.* 1998) quienes demuestran que la absorción de fósforo por el sedimento es el mayor factor que controla la concentración de este elemento en el agua de estanques de cultivo. Similar a nuestros resultados, estanques comerciales de cultivo de camarón en Tailandia sembrados a densidades de 52-95 PL/m² retienen 31% de nitrógeno y 63% de fósforo (Briggs y Funge-Smith 1994). Estanques experimentales en Alabama sembrados a una densidad de 15-45 PL/m² retienen en promedio un 39% de nitrógeno y un 63% de fósforo (Couch 1998). Los estanques que recibieron la menor carga de nitrógeno presentaron una salida de este elemento mayor a los ingresos por lo cual se consideró que su capacidad de asimilación fue de un 0 %. Martin *et al.* (1998) señalaron que fondos de piscinas camaroneras sembradas a baja densidad (1 PL/m²) y con un bajo ingreso de nitrógeno podrían actuar más como contribuidores que como acumuladores de este nutriente.

La fracción más importante del ingreso de nitrógeno son los afluentes, a excepción de sistemas de alta densidad donde el mayor aporte lo constituyó el alimento. Para fósforo el mayor ingreso fueron los alimentos, la excepción estuvo en cultivos de baja densidad donde los fertilizantes fueron el principal aporte (59%), reflejando las malas prácticas de fertilización aplicadas a estos estanques. En contraste, Teichert-Coddington *et al.* (2000) señalaron para sistemas de cultivo en Honduras que el principal aporte de

nitrógeno y fósforo fueron los afluentes (51 - 63%) seguido por la alimentación (36 - 47%) y fertilizantes (1,1 - 2,4%). En los trabajos realizados por Briggs y Funge-Smith (1994) y Couch (1998) el alimento fue el mayor ingreso de nitrógeno (76 - 92%) y fósforo (51 - 89%) como es el caso de cultivos de elevada densidad en nuestro estudio.

Camarones sembrados en piscinas de mediana densidad en sistemas marinos y estuarinos presentaron la más alta asimilación de nutrientes (Tabla 3). El mayor ingreso de nitrógeno y fósforo a través de fertilizantes en sistemas de baja densidad posiblemente contribuyó a una menos eficiente asimilación por la “perdida” de nutrientes en los eslabones de la cadena trófica antes de que estos pasen a una forma consumible por los camarones (organismos bentónicos). Mientras que en sistemas de mediana densidad los camarones consumen directamente los nutrientes por el alimento suministrado. Por otro lado, las diferencias en la asimilación pudieron deberse en sistemas de elevada densidad a una menor sobrevivencia, que fue de 5% y 20% para los dos estanques en estudio, en comparación con sistemas de mediana densidad donde la sobrevivencia osciló entre 17-23%.

Tabla 3: Balance de nitrógeno y fósforo en piscinas camaroneras sembradas a baja, media y alta densidad con estimación del porcentaje de asimilación en camarón y en estanques.

	Estuario		Agua de mar	
	Baja densidad	Densidad media	Alta densidad	Densidad media
NITROGENO (kg N/ha)				
Ingresos				
Alimento	11,20	17,83	82,16	14,60
Fertilizantes	27,40	0,98	0,00	0,90
Camarón	0,37	0,35	1,56	0,07
Afluentes	60,00	49,00	75,00	68,00
Total ingresos	98,97	68,16	158,72	83,57
Egresos				
Camarón	5,74	7,89	14,39	11,48
Efluentes	66,00	61,00	88,50	80,00
Total egresos	71,74	68,89	102,89	91,48
Asimilación-camarón	5,4%	11,1%	8,2%	13,7%
Asimilación-estanque	27,5%	0,0%	35,2%	0,0%
FOSFORO (kg P/ha)				
Ingresos				
Alimento	2,53	4,93	16,66	3,99
Fertilizantes	7,31	0,66	0,00	0,96
Camarón	0,04	0,04	0,17	0,01
Afluentes	2,52	1,29	3,53	0,63
Total ingresos	12,4	6,92	20,36	5,58
Egresos				
Camarón	0,64	0,88	1,61	1,28
Efluentes	5,39	1,82	6,44	1,39
Total Egresos	6,03	2,70	8,05	2,67
Asimilación-camarón	4,8%	12,2%	7,1%	22,7%
Asimilación-estanque	51,4%	61,0%	60,5%	52,2%

7. CONCLUSIONES

En general, todas las variables estudiadas, a excepción de clorofila *a*, presentaron elevadas concentraciones en las fuentes de agua. Es por esto que las normativas de regulación ambiental deberían basarse en las diferencias de concentración de variables de calidad de agua entre afluentes y efluentes.

Un aumento significativo en la concentración de las variables estudiadas se observó en la descarga respecto a los afluentes; lo que demuestra el efecto negativo de los sistemas productivos sobre la calidad de agua. No obstante, el bajo recambio de agua permitiría la metabolización de nutrientes y la disminución de sólidos en suspensión. Por lo tanto, el potencial de contaminación durante el cultivo es bajo si además consideramos la capacidad asimilativa de los estanques. El estudio demostró que no deberían existir restricciones de cultivar a elevadas densidades si existe un adecuado manejo. Aún así gran precaución debería tomarse al momento de la cosecha cuando elevadas cantidades de sólidos suspendidos y nutrientes son descargados.

Prácticas de manejo como el uso de estanques de sedimentación y tratamiento biológico (como remoción por macroalgas o moluscos) son aconsejables para disminuir el potencial impacto de los efluentes sobre el medio ambiente.

8. REFERENCIAS

- Alcaraz, G., X. Chiappa-Carrara, V. Espinoza y C. Vanegas. 1999a. Acute toxicity of ammonia and nitrite to white shrimp *Penaeus setiferus* post-larvae. Journal of the World Aquaculture Society 30(1):90-97.
- Alcaraz, G., V. Espinoza, C. Vanegas y X. Chiappa-Carrara. 1999b. Acute effects of ammonia and nitrite on respiration of *Penaeus setiferus* post-larvae under different oxygen levels. Journal of the World Aquaculture Society 30(1):98-106.
- Allan, G. y G. Maguire. 1993. The effects of water exchange on production of *Metapenaeus macleayi* and water quality in experimental pools. Journal of the World Aquaculture Society 24(3):321-328.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association, and Water Environment Federation. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Edition. APHA, Washinton D.C., EEUU.
- Barnabé, G. 1996. Bases Biológicas y Ecológicas de la Acuicultura. Editorial Arancibia, S.A. Zaragoza, España.
- Baylon, C. 1993. Water quality changes in extensive and intensive culture of the jumbo tiger prawn *Penaeus monodon*. Project of IFS Research Grant Agreement N° A/1525-1, Institute of Aquaculture, College of Fisheries, University of the Philippines.
- Blackburn, T., B. Lund y M. Krom. 1988. C -and N- mineralization in the sediment of earthen marine fish ponds. Marine Ecology. Progress Series 44:221- 227.
- Boyd C. E. 1973. The chemical oxygen demand of water and biological materials from ponds. Transactions of the American Fisheries Society 102(3):606-611.
- Boyd, C. E. 1982. Water Quality Management for Pond Fish Culture. Development in Aquaculture and Fisheries Science, Volume 9. Department of Fisheries and Allied Aquaculture, Auburn University, Alabama, EEUU.
- Boyd, C. E. 1984. Water Quality in Warmwater Fish Ponds. Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, Alabama, EEUU.
- Boyd, C. E. 1985. Chemical budgets for channel catfish ponds. Transactions of the American Fisheries Society 114:291-298.

- Boyd, C. E. 1989. Water Quality Management and Aeration in Shrimp Farming. Departamental Series N° 2. Fisheries and Allied Aquacultures, Auburn University, Alabama, EEUU.
- Boyd, C. E. 1990. Water Quality in Ponds for Aquaculture. Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, Alabama, EEUU.
- Boyd, C. E. 1995. Bottom Soil Sediment and Pond Aquaculture. Chapman & Hall Book, New York, EEUU.
- Boyd, C. E. 2000. Water Quality, A Primer. Kluwer Academic Publishers, Boston EEUU.
- Boyd, C. E. y A. Fast. 1992. Pond monitoring and management. Pages 497-513. In Fast, A. y J. Lester editors. Marine Shrimp Culture, Principles and Practices. Elsevier Science Publishers.
- Boyd, C. E. y D. Gautier. 2000. Effluent composition and water quality standards. Global Aquaculture Advocate 3(5):61-66.
- Boyd, C. E. y Y. Musig. 1981. Orthophosphate uptake by phytoplankton and sediment. Aquaculture 22:165-173.
- Boyd, C. E. y J. Queiroz. 1997. Aquaculture pond effluent management. Aquaculture Asia, 4(1):43-46.
- Boyd, C. E. y D. Teichert-Coddington. 1995. Dry matter, ash and elemental composition of pond culture *Penaeus vannamei* and *Penaeus stylirostris*. Journal of the World Aquaculture Society 26:88-92.
- Boyd, C. E. y C. S. Tucker. 1998. Pond Aquaculture Water Quality Management. Kluwert Academic Publishers. Boston, EEUU.
- Briggs, M. y S. Funge-Smith. 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. Aquaculture and Fisheries Management 25: 789-811.
- Buttle, L., R. Uglow y I. Cowx 1995. The effects of diet and photoperiod on ammonia efflux rates of the African catfish, *Clarias gariepihus* (Burchell, 1822). Aquaculture Research 26:895-900.
- Chen, J. C. y S. C. Lei 1990. Toxicity of amonia and nitrite to *Penaeus monodon* juveniles. Journal of the World Aquaculture Society 21(4):300-306.

- Cho, C., J. Hynes, K. Wood y H. Yoshida. 1994. Development of high-nutrient dense, low-pollution diets and prediction of aquaculture wastes using biological approaches. *Aquaculture* 124:293-305.
- Couch, J. 1998. Characterization of water quality and a partial nutrient budget for experimental shrimp ponds in Alabama. Master's thesis. Auburn University, Alabama, EEUU.
- Csavas, I. 1994. Important factor in the success of shrimp farming. *World Aquaculture* 25:34-56.
- Daniels, H. y C. E. Boyd. 1993. Nitrogen, phosphorus and silica fertilization of brackish water ponds. *Journal of Aquaculture in the Tropics* 8:103-110.
- Dierberg, F. y W. Kaattisimkul. 1996. Issues, impacts, and implications of shrimp aquaculture in Thailand. *Environmental Management* 20: 649-666.
- Folk, C., N. Kautsky, H. Berg, A. Jansson y M. Troell. 1998. The ecological footprint concept for sustainable seafood production: A review. *Ecological Application* 8(1):63-71.
- Funge-Smith, S. y M. Briggs. 1996. Intensive shrimp ponds nutrient budgets. Implications for sustainability. p. 21 in: Saefdec, editor. Second International Conference on the Culture of Penaeid Prawn and Shrimp, Iloilo, Philippines, 14-17 May 1996. Saefdec, Iloilo, Filipinas.
- Garg, S. y A. Bhatnagar. 2000. Effect of fertilization frequency on pond productivity and fish biomass in still water ponds stocked with *Cirrhinus mrigala* (Ham). *Aquaculture Research* 31:409-414.
- Green, B., R. Phelps y H. Alvarenga. 1989. The effects of manures and chemical fertilizers on the production of *Oreochromis niloticus* in earthen ponds. *Aquaculture* 76:37-42.
- Green B., D. Teichert-Coddington, C. E. Boyd, J. Harvin, H. Corrales, R. Zelaya, D. Martínez y E. Ramírez. 1997. Effects of diet protein on food conversion and nitrogen discharge during semi-intensive production of *Penaeus vannamei* during dry season. Fourteenth Annual Technical Report PD/A Publication. Washington, EEUU.

- Gross, A., C. E. Boyd, R. Lorell y J. Eya. 1998. Phosphorus budgets for channel catfish ponds receiving diets with different phosphorus concentration. *Journal of the World Aquaculture Society* 29(1):31-39.
- Hargreaves, J. 1997. A simulation model of ammonia dynamics in commercial catfish ponds in the southeastern United States. *Aquacultural Engineering* 16, 27-43.
- Hargreaves, J. 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture* 166: 181-212.
- Hargreaves, J. y C. S. Tucker. 1996. Evidence for control of water quality in channel catfish *Ictalurus punctatus* ponds by phytoplankton biomass and sediment oxygenation. *Journal of the World Aquaculture Society* 27(1):21-29.
- Hariati, A., D. Wiadnya, M. Tanck, J. Boom y M. C. Verdegem. 1996. *Penaeus monodon* production related to water quality in East Java, Indonesia. *Aquaculture Research* 27:255-260.
- Hopkins, J., R. Hamilton, P. Sandifer, C. Browdy y A. Stokes. 1993. Effects of the water exchange rate on production, water quality, effluent characteristic and nitrogen budget of intensive shrimp ponds. *Journal of the World Aquaculture Society* 24(3):304-320.
- Jirsa, D., D. Davis. y C. Arnold. 1997. Effects of dietary nutrient density on water quality and growth of red drum *Scianops ocellatus* in closed systems. *Journal of the World Aquaculture Society* 28(1):68-78.
- Kautsky, N., H. Berg, C. Folk, J. Larsson y M. Troell. 1997. Ecological footprint for assessment of resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. *Aquaculture Research* 28:753-766.
- Krom, M., J. Erez, C. Porter y S. Ellner. 1989. Phytoplankton nutrient uptake dynamic in earthen marine fish ponds under winter and summer condition. *Aquaculture* 76:237-253.
- Lin, K. C., D. R. Teichert-Coddington, B. W. Green y K. L. Veverica. 1997. Fertilization regimes. Pages 73-108 in H. S. Hegna y C. E Boyd, editors. *Dynamic of the Pond Aquaculture*. CRC Press, New York, EEUU.
- Lorenzen, K., J. Struve y V. Cowan. 1997. Impact of farming intensity and water management on nitrogen dynamics in intensive pond culture: a mathematical model applied to Thai commercial shrimp farms. *Aquaculture Research* 28: 493-507.

- MacGee, M. y C. E. Boyd. 1983. Evaluation of the influence of water exchange in channel catfish ponds. *Transactions of the American Fisheries Society* 122: 557-560.
- Martin, J., Y. Veran, O. Guelorget y D. Pham. 1998. Shrimp rearing: stocking density, growth, impact on sediment, waste output and their relationships studies through the nitrogen budget in rearing ponds. *Aquaculture* 164: 135-149.
- Martinez-Cordova, L., H. Villareal y M. Porchas. 1995. Culture of white shrimp *Penaeus vannamei* in reduced water exchange ponds in Sonora Mexico. *World Aquaculture* 26:47-48.
- McCarthy, J. 1981. The kinetics of the nutrient utilization. Pages 211-233 in T. Platt editor. *Physiological Bases of Phytoplankton Ecology*. Canadian Fisheries Research Board Bulletin 210, Ottawa, Canada.
- Midlen, A. y T. Redding. 2000. *Environmental Management for Aquaculture*. Kluwer Academic Publishers, Boston, EEUU.
- Olson S. y Sommers L. 1982. Phosphorus. Pages 401-430 in *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. Second Edition. R. Miller y D. Keeney editors. Publishers American Society of Agronomy, Inc. and Soli Science Society of America, Inc.
- Pechar, L. 1987. Use of an acetone:methanol mixture for the extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll *a* in phytoplankton. *Archiv für Hydrobiologie Supplement* 78:99-117.
- Rinj, J. 1996. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture. A review. *Aquaculture* 139:181-201.
- Ritvo, G., J. Dixon, A. Lawrence, T. Samocho, W. Niell y M. Speed. 1998. Accumulation of chemical elements in Texas shrimp ponds solids. *Journal of the World Aquaculture Society* 29(4):422-431.
- Rivera-Monroy, V., L. Torres, N. Bahamon, F. Newmark and R. Twilley. 1999. The potential use of mangrove forest as nitrogen sinks of shrimp aquaculture pond effluent: the role of denitrification. *Journal of the World Aquaculture Society* 30(1):12-25.
- Schwartz, M. y C. E. Boyd. 1994a. Effluent quality during harvest of channel catfish from watershed ponds. *The Progressive Fish-Culturist* 56:25-32.

- Schwartz, M. y C. E. Boyd. 1994b. Channel catfish pond effluents. *The Progressive Fish-Culturist* 56:273-281.
- Smith, S. 1984. Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment. *Limnology and Oceanography* 29:1149-1160.
- Syrett, P. 1981. Nitrogen metabolism microalgae. Pages 182-210 in T. Platt editor. *Physiological Bases of Phytoplankton Ecology*. Canadian Fisheries Research Board Bulletin 210, Ottawa, Canada.
- Teichert-Coddington, D. y R. Rodríguez. 1995. Semi-intensive commercial grow-out of *Penaeus vannamei* fed diets containing different levels of crude protein during wet and dry seasons in Honduras. *Journal of the World Aquaculture Society* 26(1):72-79.
- Teichert-Coddington, D., D. Martínez y E. Ramírez. 2000. Partial nutrient budgets of semi-intensive shrimp farms in Honduras. *Aquaculture* 190:139-154.
- Tucker, L., C. E. Boyd y E. McCoy. 1979. Effects of feeding rate on water quality, production of channel catfish, and economic returns. *Transactions of the American Fisheries Society* 108: 389-396.
- Tucker, C. S., S. Kingsbury, J. Pote y C. Wax. 1996. Effects of water management practices on discharge of nutrients and organic matter from channel catfish (*Ictalurus punctatus*) ponds. *Aquaculture* 147: 57- 69.
- Wang, J. K. 1990. Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. *Aquacultural Engineering* 9:61-73.
- Zeimann, D., W. Walsh, E. Saphore y Fulton-Bennett. 1992. A survey of water quality characteristics of effluents from Hawaiian aquaculture facilities. *Journal of the World Aquaculture Society* 23(3):180-191.