

ELABORACIÓN Y DETERMINACIÓN DE LA EFICIENCIA DE DOS FILTROS BIOLÓGICOS EVALUADOS EN UN CULTIVO DE CAMARÓN BLANCO (*Litopenaeus vannamei*) EN SISTEMAS DE RECIRCULACIÓN ACUÍCOLA

PREPARATION AND DETERMINATION OF THE EFFICIENCY OF TWO BIOLOGICAL FILTERS EVALUATED IN A WHITE SHRIMP (*Litopenaeus vannamei*) FARM IN RECIRCULATING AQUACULTURE SYSTEMS

Gabriel Sebastián Vaca-Núñez
Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada Baja, California.

Dr. Juan Gabriel Correa PhD
Instituto de Investigaciones Oceanológicas - Universidad Autónoma de Baja California. Avenida Álvaro Obregón sin número, Colonia Nueva. C.P. 21100, Mexicali Baja California, México. gcorrea@uabc.edu.mx

Juan Pablo González-Hermoso
Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera, Universidad Autónoma de Nayarit, Bahía de Matanchén Km. 12, Carretera los Cocos, San Blas, Nayarit, México. pablo_gonzalez@uan.edu.mx

Recibido: abril 10 de 2023

Aceptado: mayo 25 de 2023

DOI: <https://doi.org/10.60113/ap.v9i17.6>

RESUMEN

El crecimiento acuícola ha influenciado en sistemas de cultivo intensivos, como los sistemas de recirculación acuícolas (SRA). En el presente estudio, se realizaron tres experimentos de maduración química en dos filtros biológicos. En el tercer experimento químico se determinó la tasa de remoción volumétrica de NAT (TRV), misma que no presentó diferencias significativas ($p > 0.05$) entre tratamientos (FLC: $287.26 \pm 81.62 \text{ g NAT/m}^3 \cdot \text{día}$, y FLD: $276.30 \pm 20.86 \text{ g NAT/m}^3 \cdot \text{día}$). Posteriormente se realizó un bioensayo de cultivo de camarón blanco durante 62 días, con una ganancia en peso por organismo de $6.69 \pm 0.65 \text{ g}$ y de $7.39 \pm 0.037 \text{ g}$ sin diferencias significativas (supervivencia mayor a 90%). La maduración total en las UE de los SRA tardó 78 días.

Palabras clave: Calidad del agua, maduración química, nitrificación, y sistemas intensivos.

ABSTRACT

Aquaculture growth has influenced intensive farming systems, such as recirculating aquaculture systems (RAS). In the present study, three chemical maturation experiments were performed on two biological filters. In the third chemical experiment, the volumetric TAN removal rate (VTR) was determined, which did not present significant differences ($p > 0.05$) between treatments (FLC: $287.26 \pm 81.62 \text{ g NAT/m}^3 \text{ day}$, and FLD: $276.30 \pm 20.86 \text{ g NAT/m}^3 \text{ day}$). Subsequently, a white shrimp culture bioassay was performed for 62 days, with a weight gain per organism of $6.69 \pm 0.65 \text{ g}$ and $7.39 \pm 0.037 \text{ g}$ without significant differences (survival greater than 90%). Full maturation in the EU of the SRAs took 78 days.

Keywords: Chemical maturation, intensive systems, nitrification and water quality.

INTRODUCCIÓN

La producción acuícola mundial presenta un crecimiento promedio anual de 179 millones de toneladas (T) hasta el año 2018 (FAO, 2022). México produjo 351,000 T; de las cuales 214,546 T corresponden a la acuicultura de camarón en sistemas controlados (FAO, 2022; CONAPESCA 2021). Los sistemas de cultivo intensivos como los sistemas de recirculación acuícola (SRA), son tecnológicas para una alta producción de biomasa en condiciones controladas (unidades de tratamiento para el control y mantenimiento de la calidad del agua, entre otras) (Lekang, 2007). Los SRA están conformados por cinco operaciones unitarias, que son: 1) circulación, 2) remoción de sólidos, 3) filtración biológica, 4) desgasificación y 5) aireación/oxigenación (Libey y Timmons, 1998, Figura 1).

De los componentes en un SRA, la filtración biológica contribuye a la calidad de agua de un cultivo, que por acción bacteriana transforma el nitrógeno amoniacal total (NAT) (metabolito nitrogenado producto de la excreción de los organismos acuícolas, tóxico a pH básico a partir de concentraciones de 0.08 mg/L - 2.2 mg/L y de acuerdo a la especie) a nitratos (N-NO_3), tóxico en

en concentraciones > a 1,000 mg/L de acuerdo a la especie), y posteriormente a nitrógeno molecular

(N₂) mediante dos procesos: la nitrificación y la desnitrificación (Lekang, 2007; Tabla1).

Tabla 1. Tasas de asimilación total de NAT para filtros biológicos basadas en las tasas de conversión volumétrica de NAT de acuerdo al sustrato y su respectiva relación área/superficie (Modificado: Timmons y Ebeling 2010).

Tipo de filtro	Remoción de NAT basado en:	Tasa de conversión de NAT (15° a 20°C)	Tasa de conversión de NAT (25°C-30°C)
Emergente (Filtro húmedo y de tambor rotativo)	Relación área/superficie	02 - 1.0 g/m ² •día	1.0 - 2.0 g/m ² •día
Sumergente (Filtro de cama dinámica, de lecho fluidizado, filtros de cuentas plásticas)	Volumen del sustrato	600 - 700 g/m ³ •día	1000 - 1500 g/m ³ •día

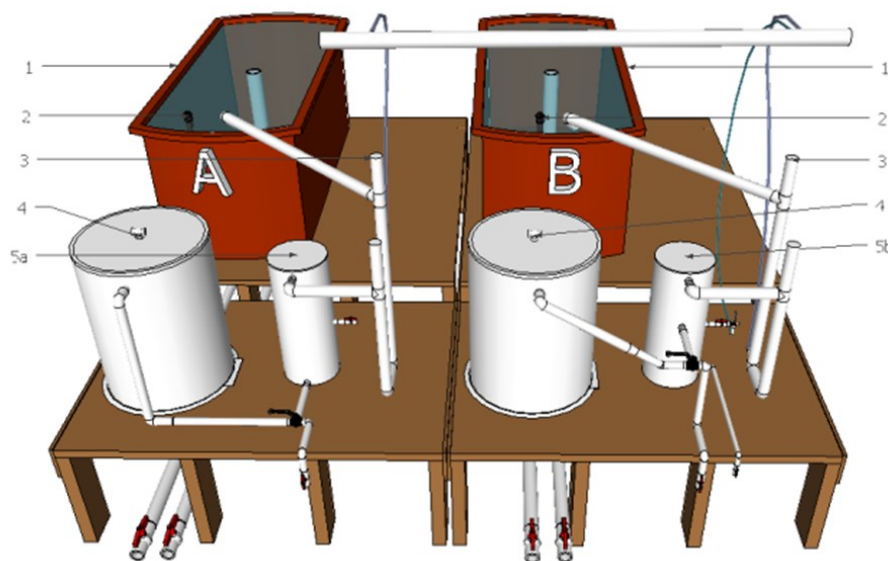


Figura 1. Esquema de las unidades experimentales de SRA A y B, así como las partes que los componen: (1) tanque de cultivo, (2) calentador, (3) sistema de bombeo con aire, (4) hidrociclón, (5a) filtro de lavado discontinuo, (5b) filtro de lavado continuo.

JUSTIFICACIÓN

En este ámbito, los SRA se han planteado como una alternativa para el cultivo intensivo de especies de interés comercial. Estos sistemas se fundamentan en la reutilización y acondicionamiento de agua (consumo del recurso hídrico igual o menor al 10 % del volumen total del sistema acuícola), a partir del proceso de filtración biológica, la cual permite que haya una concentración adecuada de compuestos nitrogenados. Teniendo en cuenta lo anterior, en el presente estudio se propone la elaboración y determinación de la eficiencia de dos filtros biológicos, uno de lavado continuo (FLC) y otro de lavado discontinuo (FLD), a partir de materiales de bajo costo, para su aplicación en SRA. Además, se plantea medir la eficiencia de los filtros por medio del cultivo de una especie de interés, como el camarón blanco (*L. vanname*) buscando

aportar conocimiento sobre su crecimiento en este tipo de sistemas.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Los resultados obtenidos fueron similares a los presentados por Malone y Gudipati (2005) quienes mencionan que a menor tasa de flujo de aire (Q_a), menor tasa de flujo de agua (Q). Esto concuerda con en este trabajo, en donde la Q del tratamiento con FLC fue menor (4.59 ± 0.03 L/min) a la Q del tratamiento con FLD (4.77 ± 0.04 L/min), probablemente debido a que en las unidades experimentales (UE) de los SRA con FLC, se inyectó menor cantidad de aire, lo cual también tuvo un efecto en los tiempos de retención hidráulica (TRH), que fueron de 61 minutos en las unidades experimentales con FLC y de 63 minutos en las unidades experimentales con FLD (Tabla 2).

Tabla 2. Valor promedio y error estándar de las tasas de flujo de agua (Q) y de las tasas de flujo de aire (Q_a) medidas (M) y calculadas (C) en las UE de los SRA con FLC y con FLD. Valor de p de la prueba de Shapiro - Wilk ($S - W$ [p]); del valor de Z (W [Z]) y del valor de p (W [p]) de la prueba de Wilcoxon; del valor de t ($T - S$ [t]), del valor de los grados de libertad ($T - S$ [gl]) y del valor de p ($T - S$ [p]) de la prueba de t - student. Nivel de significancia de $p < 0.05$.

	M	C	S - W (p)	W (Z) (p)		T - S (t) (gl) (p)		
Q (L/ min)	4.68 ± 0.12^a	24.18 ± 0.37^a	0.037	1.34	0.17	-	-	-
Qa (L/ min)	19.59 ± 0.19^a	39.23 ± 0.77^a	0.056	1.34	0.17	-	1	0.205
						30.92		

Letras diferentes muestran diferencia entre tratamientos

En el experimento A, para el caso de la concentración de NAT en los filtros ensayados, se observó un comportamiento similar para los dos tratamientos, el cual consistió en una disminución en la concentración de NAT a lo largo del tiempo. Esta tendencia concuerda con lo establecido por Harwanto *et al.* (2011), quienes mencionan una disminución en la concentración de NAT durante el inicio de la maduración de un filtro biológico, la cual puede deberse al crecimiento bacteriano en la superficie del sustrato y a la formación de una biopelícula con bacterias que oxidan el NAT a $N\text{-NO}_2^-$ (Tabla 3).

A diferencia del experimento A, en el experimento B se evidenció una disminución de la concentración de NAT y una acumulación de la concentración $N\text{-NO}_2^-$, en los dos tratamientos. Esto puede deberse al cambio de metodología de mantenimiento de las UE de los SRA, la cual consistió en no lavar los filtros (lavado de sustrato), lo que posiblemente conllevó a un incremento en las tasas de crecimiento de las bacterias nitrificantes, encargadas de convertir el NAT en $N\text{-NO}_2^-$. Este resultado concuerda con el modelo operativo propuesto por Delong y Losordo (2012), quienes mencionan que el asentamiento bacteriano necesita de un periodo mayor para colonizar el sustrato, sin que haya de por medio un movimiento mecánico del mismo (Tabla 4).

Tabla 3. Concentración promedio y error estándar de nitrógeno amoniacal total (NAT), nitritos(N-NO₂) y nitratos (N-NO₃-), alcalinidad (ALK), oxígeno (O), potencial del ion hidrógeno (pH), salinidad (ups) y temperatura (Temp) en las UE de los SRA con el FLC y el FLD durante el experimento A de maduración química. Valor de p de la prueba de Shapiro - Wilk (S - W [p]); del valor de Z (W [Z]) y del valor de p (W [p]) de la prueba de Wilcoxon; del valor de t (T -S [t]), del valor de los grados de libertad (T - S [gl]) y del valor de p (T - S [p]) de la prueba de t - student. Nivel de significancia de p < 0.05.

	FLC	FLD	S - W	W		T - S		
			(p)	(Z)	(p)	(t)	(gl)	(p)
NAT (mg/L)	1.88 ± 0.19 ^a	1.93 ± 0.18 ^a	0.002	1.97	0.170	-	-	-
N-NO ₂ (mg/L)	0.13 ± 0.01 ^a	0.16 ± 0.01 ^b	0.000	3.828	0.000	-	-	-
N-NO ₃ (mg/L)	0.52 ± 0.06 ^a	0.53 ± 0.06 ^a	0.000	0.982	0.326	-	-	-
ALK (mg/L CaCO ₃)	131.73 ± 7.14 ^a	130.53 ± 5.74 ^b	0.007	2.039	0.041	-	-	-
ups	37.35 ± 0.42 ^a	36.91 ± 0.39 ^b	0.000	3.145	0.001	-	-	-
O ₂ (mg/L)	5.72 ± 0.05 ^a	5.76 ± 0.05 ^b	0.589	-	-	-	24	0.036
pH	8.17 ± 0.00 ^a	8.16 ± 0.00 ^b	0.256	-	-	2.219	24	0.016
Temp (°C)	30.37 ± 0.38 ^a	29.72 ± 0.37 ^b	0.124	-	-	5.055	24	0.000

Letras diferentes muestran diferencia entre tratamientos.

- : no determinado

En el experimento C de maduración química no se observaron diferencias (p > 0.05) en las concentraciones de NAT, N-NO₂, N-NO₃, alcalinidad, oxígeno, pH y salinidad entre las UE de los SRA con FLC y las UE con FLD. Los valores promedio de temperatura fueron significativamente mayores (p < 0.05) en las UE de los SRA con FLC con 29.68 ± 0.64 que en las UE con FLD con 29.46 ± 0.71 (Tabla 5).

Transcurridos 50 días a partir de la primera adición de NAT y N-NO₂, no se evidenció maduración de los filtros biológicos para ninguno de los tratamientos, ya que la concentración de N-NO₂ seguía en aumento mientras que la concentración de N-NO₃ era cercana a cero. No obstante, el

tiempo obtenido en el presente estudio está dentro del intervalo establecido por autores como Manthe y Malone (1987), Masser et al. (1992), Gutierrez-Wing y Malone (2006) y Delong y Losordo (2012), quienes aseguran que la maduración química de un filtro biológico de agua marina puede variar de 10 a 120 días. Esto se debe especialmente a parámetros como la salinidad, los cuales pueden reducir significativamente la nitrificación comparativamente con los SRA de agua dulce (Gonzalez-Silva et al., 2016).

En lo que respecta a los valores de TRV obtenidos (287.26 ± 81.62 g·NAT/m³·día en el FLC, y 276.30 ± 20.86 g·NAT/m³·día en el FLD) (p > 0.05), éstos están dentro del intervalo propuesto por autores

Tabla 4. Concentración promedio y error estándar de nitrógeno amoniacal total (NAT), nitritos (N-NO₂) y nitratos (N-NO₃), alcalinidad (ALK), oxígeno (O₂), potencial del ion hidrógeno (pH), salinidad (ups) y temperatura (Temp) en las UE de los SRA con el FLC y el FLD durante el experimento B de maduración química. Valor de p de la prueba de Shapiro - Wilk (S - W [p]); del valor de Z (W [Z]) y del valor de p (W [p]) de la prueba de Wilcoxon; del valor de t (T - S [t]), del valor de los grados de libertad (T - S [gl]) y del valor de p (T - S [p]) de la prueba de t - student.. Nivel de significancia de p < 0.05.

	FLC	FLD	S - W	W		T - S		
			(p)	(Z)	(p)	(t)	(gl)	(p)
NAT (mg/L)	4.97 ± 0.77 ^a	3.20 ± 0.64 ^b	0.010	3.337	0.000	-	-	-
-	4.36 ± 0.55 ^a	7.04 ± 0.58 ^b	0.000	3.574	0.000	-	-	-
N-NO₂ (mg/L)								
-	1.30 ± 0.11 ^a	1.77 ± 0.12 ^b	0.006	-2.789	0.005	-	-	-
N-NO₃ (mg/L)								
ALK (mg/L CaCO₃)	148.82 ± 6.38 ^a	141.96 ± 7.00 ^b	0.000	3.621	0.000	-	-	-
O₂ (mg/L)	5.97 ± 0.07 ^a	5.96 ± 0.07 ^a	0.197	-	-	0.981	16	0.341
pH	8.15 ± 0.01 ^a	8.13 ± 0.02 ^a	0.459	-	-	0.848	16	0.408
Temp (°C)	29.6 ± 0.36 ^a	29.36 ± 0.40 ^b	0.056	-	-	4.828	16	0.000
ups	32.45 ± 0.18 ^a	32.98 ± 0.19 ^b	0.087	-	-	-	16	0.001
						3.776		

Letras diferentes muestran diferencia entre tratamientos.

- : no determinado

como Pfeiffer y Malone (2006), Kumar et al. (2010), Timmons y Ebeling, 2010 y Harwanto et al. (2011), quienes obtuvieron rendimientos de 35 a 350 g · NAT/m³ · día, para filtros con características similares a los empleados en el presente experimento (presurizados con sustrato de cuentas plásticas).

No se evidenciaron tendencias en los valores de los pesos promedio. De igual manera, las pendientes de las curvas de crecimiento no mostraron diferencias entre las UE de los SRA con FLC y con FLD (p > 0.05). Los porcentajes de supervivencia (> 90% en cada tratamiento) reportados en el bioensayo de cultivo de tampoco arrojaron diferencias significativas entre los tratamientos (p > 0.05). Estos resultados pueden atribuirse a que los parámetros de calidad de agua fueron similares en cada tratamiento (alcalinidad, clorofila, oxígeno disuelto, pH, salinidad, sólidos suspendidos totales y temperatura), y a que se mantuvieron dentro de las concentraciones

adecuadas, lo cual concuerda con lo reportado por Lawson (1995) y Lekang (2007; Figura 2).

De esta manera que se puede mencionar que en el presente estudio se diseñó y se construyó un filtro biológico con una remoción de NAT (TRV) dentro de los intervalos establecidos para el uso en un SRA. Se estimó que la maduración química de estos filtros en un cultivo con agua de mar, requieren un tiempo aproximado de 78 días. A lo largo de nueve semanas de experimentación se mantuvieron concentraciones de NAT y N-NO₂ menores a 1 mg/L, con una supervivencia mayor a 90%, por lo que se pueden concluir que los filtros de lavado continuo (FLC) y discontinuo (FLD) son una alternativa viable en montajes experimentales en SRA.

Elaboración y determinación de la eficiencia de dos filtros biológicos

Tabla 5. Concentración promedio y error estándar de nitrógeno amoniacal total (NAT), nitritos (N-NO₂⁻) y nitratos (N-NO₃⁻), alcalinidad (ALK), oxígeno (O), potencial del ion hidrógeno (pH), salinidad (ups) y temperatura (Temp) en las UE de los SRA con el FLC y el FLD durante el experimento C de maduración química. Valor de p de la prueba de Shapiro - Wilk (S - W [p]); del valor de t (T - S [t]), del valor de los grados de libertad (T - S [gl]) y del valor de p (T - S [p]) de la prueba de t - student.

Nivel de significancia de $p < 0.05$.

	FLC	FLD	S - W	T - S		
			(p)	(t)	(gl)	(p)
NAT (mg/L)	5.23 ± 0.47 ^a	5.14 ± 0.48 ^a	0.311	0.236	13	0.816
-	6.33 ± 0.62 ^a	6.12 ± 0.68 ^a	0.058	0.979	13	0.345
N-NO ₂ (mg/L)						
-	2.37 ± 0.32 ^a	2.25 ± 0.26 ^a	0.154	1.358	13	0.197
N-NO ₃ (mg/L)						
ALK (mg/L CaCO ₃)	161.67 ± 11.54 ^a	165.00 ± 11.76 ^a	0.645	-	7	0.296
O ₂ (mg/L)	6.41 ± 0.09 ^a	6.38 ± 0.10 ^a	0.067	2.326	7	0.052
pH	8.15 ± 0.03 ^a	8.09 ± 0.03 ^a	0.093	-	7	0.373
				0.949		
Temp (°C)	29.68 ± 0.64 ^a	29.46 ± 0.71 ^b	0.052	2.811	7	0.026
ups	33.33 ± 0.28 ^a	33.88 ± 0.24 ^a	0.256	-	7	0.189
				1.454		

Letras diferentes muestran diferencia entre tratamientos.

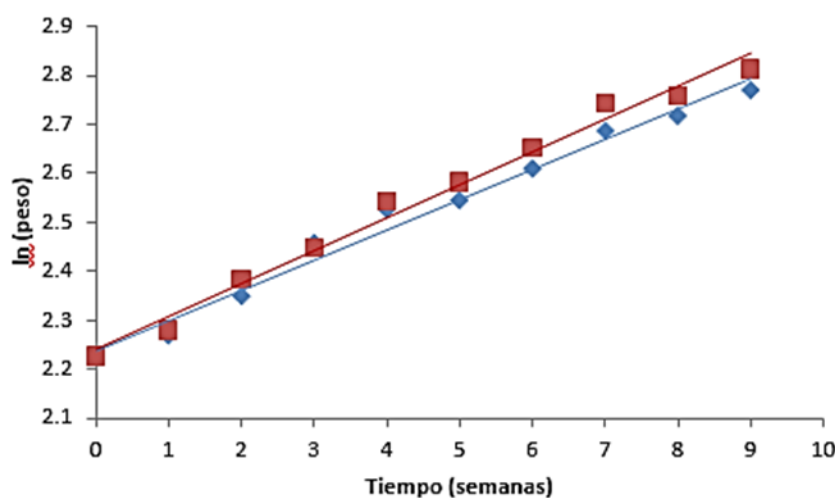


Figura 2. Valores de los pesos promedio (transformados a ln) registrados a lo largo del bioensayo de cultivo de camarón blanco, ajustados a un modelo de regresión lineal; los valores de los pesos de los camarones en las UE de los SRA con FLC (cuadrado azul) obtuvieron un R² 0.98 y una ecuación de $y = 0.0671x + 2.2415$, y los pesos de los camarones en las UE de los SRA con FLD (diamante rojo) obtuvieron un R² 0.98 y una ecuación de $y = 0.0618x + 2.2377$.

REFERENCIAS

- Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca (CONAPESCA). (2021). Anuario estadístico de acuicultura y pesca. Mazatlán, Sinaloa - México. Consultado el 20 de Enero del 2023, de https://nube.conapesca.gob.mx/sites/cona/dgppe/2021/ANUARIO_ESTADISTICO_DE_ACUICULTURA_Y_PESCA_2021.pdf
- Delong, D. P., and Losordo, T. M. (2012). How to start a Biofilter. *Southern Regional Aquaculture Center*, 4502 (3), 1 - 4
- FAO. (2020). El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Roma - Italia. Consultado el 20 de Enero del 2023, de <https://doi.org/10.4060/ca9229es>.
- Gutierrez-Wing, M. T., and Malone, R. F. (2006). Biological filters in aquaculture: trends and research directions for freshwater and marine applications. *Aquacultural Engineering*, 34(3), 163-171. doi: 10.1016/j.aquaeng.2005.08.003
- Harwanto, D., Oh, S., Park, H., and Jo, J. (2011). Performance of three different biofilter media in laboratory-scale recirculating systems for red seabream *Pagrus major* culture. *Fisheries and Aquatic Sciences*, 14 (November), 371-378.
- Kumar, V. J. R., Joseph, V., Philip, R., and Singh, I. S. B. (2010). Nitrification in brackish water recirculating aquaculture system integrated with activated packed bed bioreactor. *Water Science and Technology*, 61(3), 797-805. doi: 10.2166/wst.2010.849
- Lawson, T. B. (1995). Fundamentals of Aquacultural Engineering. Boston, MA: Springer US. doi: 10.1007/978-1-4613-0479-1_1
- Lekang, O. I. (2007). Aquaculture Engineering. United Kingdom: Blackwell publishing. doi: 10.1002/9780470995945
- Libey, G., and Timmons, M. (1998). Proceedings of the second international conference on recirculating aquaculture. Roanoke, Virginia - USA: Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Malone, R. F., and Gudipati, S. (2005). Airlift-polygeyser combination facilitates decentralized water treatment in recirculating marine hatchery systems. Department of Civil and Environmental Engineering (pp. 1-14). San Diego - California.
- Manthe, D. P., and Malone, R. F. (1987). Chemical addition for accelerated biological filter acclimation in closed blue crab shedding systems. *Aquacultural Engineering*, 6(3), 227-236. doi: 10.1016/0144-8609(87)90006-9
- Masser, M. P., Rakocy, J., and Losordo, T. M. (1992). Recirculating aquaculture tank production systems management of recirculating systems. *Southern Regional Aquaculture Center*, 452, 1-12. doi: 10.1016/S0002-8223(99)00856-1
- Pfeiffer, T., and Malone, R. (2006). Nitrification performance of a propeller-washed bead clarifier supporting a fluidized sand biofilter in a recirculating warmwater fish system. *Aquacultural Engineering*, 34, 311-321. doi: 10.1016/j.aquaeng.2005.09.003

Elaboración y determinación de la eficiencia de dos filtros biológicos

Timmons, M., and Ebeling, J. (2010). Re-circulating Aquaculture. (Cayuga Aqua Ventures, Ed.) (Second.). New York - USA.

