

Remoción de sólidos disueltos y reducción de lodos orgánicos del efluente de un cultivo de tilapia (*Oreochromis niloticus*) en un sistema de recirculación acuícola.

Juan P. González-Hermoso*, Oscar I. Zavala-Leal, Francisco J. Valdez-González, Juan M. Pacheco-Vega

Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera, Universidad Autónoma de Nayarit, Bahía de Matanchén Km. 12, Carretera a los Cocos, C.P. 63740. San Blas, Nayarit. México.

Manuel Segoviat

Departamento de Acuicultura, Centro de investigación científica y Educación superior de Ensenada, Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, C.P. 22860, Ensenada, B.C. México.

Recibido el: 30 de marzo de 2018

Aprobado el: 01 de junio de 2018

RESUMEN

En la mayoría de los tratamientos que son aplicados a los efluentes acuícolas casi nunca se consideran los sólidos particulados y por lo general se enfocan en la remoción de los sólidos disueltos, por lo cual en este experimento se utilizaron digestores con tres diferentes porcentajes de lodos orgánicos (10, 15 y 20 %) buscando en que concentración se logra una más eficiente remoción de nutrientes y reducción de los sólidos particulados. Los resultados mostraron una reducción de los lodos mayor (20.0+1.8%) en los digestores con la mayor concentración de lodos orgánicos y expuestos a la sombra. Mientras que, la mayor remoción de nutrientes se presentó en los digestores con los porcentajes de lodos

orgánicos de 10 y 15%, excepto para N-NH₄, el cual presentó una mayor remoción en los digestores con concentraciones de 15 y 20% de lodos orgánicos. Por último, los digestores expuestos a un fotoperiodo natural presentaron las mayores tasas de remoción para todos los nutrientes, resaltando los nitratos donde se presentó una remoción de 16.867±5.729 mg/L N-NO₃.

PALABRAS CLAVE

digestores, efluentes, digestión anaeróbica, SRA

ABSTRACT

Most of treatments applied to aquaculture effluents almost never considered particulated solids and just are focus on elimination of dissolved solids, that's why, in these experiment we used three different sludge percents (10, 15 y 20 %) to found the best sludge concentration for a efficient nutrients removal and particulated solids reduction. The results showed the higher reduction (20.0+1.8%) in digester with 20% of sludge concentration and in shadow light condition. While, the best nutrients removal was observed in digester with 10 and 15% of sludge, except for NH₄-N, the best NH₄-Nremoval was observed in digestres with 15 and 20% of sludge. Finally, digesters exposed to natural photoperiod showed the highest nutrients removal rates, and nitrates removal was higher than other nutrients (16.867+5.729 mg/L NO₃-N).

KEY WORDS

Digesters, effluents, anaerobic digestion, RAS

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la acuicultura es la industria con el mayor crecimiento de producción de alimentos con un crecimiento anual del 6.9% (FAO, 2016). Este rápido crecimiento tiene como consecuencia un incremento en la cantidad de efluentes que son descargados por parte de las granjas de producción acuícola, los cuales están compuestos por altas concentraciones de nutrientes orgánicos e inorgánicos tales como amonio, nitratos, nitritos, fosfatos, carbono orgánico disponible en el agua como fracción disuelta, así como heces y alimento no consumido los cuales son clasificados como sólidos particulados. Todos estos componentes son cuantificados como sólidos suspendidos totales (SST) (Cripp y Bergheim, 2000; Piedrahita, 2003; Sugiura *et al.*, 2006).

Cuando los sólidos particulados no son removidos del estanque, pueden degradarse por procesos de lixiviación incrementando de manera significativa la concentración de sólidos disueltos causando en consecuencia un detrimento en la calidad del agua (Chen *et al.* 1993; Malone y Beecher, 2000).

A través de la remoción de los sólidos disueltos de la columna de agua, así como el tratamiento de los sólidos particulados se disminuyen los niveles de material orgánico en el agua logrando con esto reducir el riesgo biológico de la contaminación y la eutrofización, logrando con ello llevar a cabo una acuicultura sustentable (Chávez-Crooker y Obrique-Contreras, 2010).

La digestión anaeróbica es en la actualidad el método más utilizado en el tratamiento de los sólidos particulados (de la Rubia *et al.* 2006).

Este proceso requiere de un bajo costo energético, resultando en una alta recuperación de nutrientes, metano, dióxido de carbono y sulfuro de hidrógeno, lográndose además una reducción de la masa y volumen de los lodos orgánicos hasta en un tercio (Heijnen *et al.*, 1991; Grady, 2011; Aggelis *et al.*, 2001; Ahring, 2003; Appels *et al.*, 2008). Además, el nitrógeno en las aguas residuales puede ser eficientemente removido por la asimilación de bacterias heterotróficas desnitrificantes (Nurdogan y Oswald 1995; McGriff y McKinney 1972). Sin embargo, el proceso de desnitrificación requiere de una fuente de carbono orgánico para completar el proceso de remoción del nitrógeno (Sengupta y Ergas, 2006). Esta Fuente de carbono orgánico puede ser obtenida de los lodos orgánicos de los efluentes acuícolas.

La digestión anaeróbica envuelve cuatro etapas para la completa degradación de los lodos orgánicos: acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. Sin embargo, la etapa limitante del proceso general de degradación del lodo es la hidrólisis (Gavala *et al.*, 2003). En esta etapa, se lleva a cabo tanto la solubilización del material particulado como la descomposición de los componentes orgánicos (Graef y Andrews, 1974; Elefsiniotis y Oldham, 1994). Para acelerar el proceso de digestión anaeróbica se pueden aplicar pretratamientos a los lodos orgánicos, los cuales se enfocan en proveer una aceleración del proceso de la lisis y degradación de los lodos lo cual deja disponible una mayor cantidad de materia orgánica para los organismos anaeróbicos y reduce el tiempo requerido para una completa digestión anaeróbica (Chiu *et al.*, 1997; Kim *et al.*, 2003)

Uno de los factores a considerar para una eficiente digestión anaeróbica y por ende una reducción de los lodos es la tasa de carga o porcentaje de lodos en el efluente (Novak *et al.*, 2003) por lo que es necesario conocer que concentración resulta más adecuada para una completa reducción de sólidos particulados sin inhibir los procesos de remoción de nutrientes. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue determinar el efecto de la concentración de lodo y la intensidad de la luz en el proceso de digestión anaeróbica en aguas residuales de un sistema de recirculación acuícola (SRA), y determinar que combinación de intensidad de luz y concentración de lodos resulta más eficiente en el tratamiento de aguas residuales para mejorar el manejo de los desechos de la acuicultura.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras de agua fueron colectadas de un cultivo piloto de tilapia (*Oreochromis nilotica*) en un sistema de recirculación acuícola (SRA) cuando los filtros biológicos fueron retrolavados, los efluentes colectados fueron depositados en tres sedimentadores de 700-L y permanecieron en ellos por un periodo de dos horas para que se llevara a cabo la separación de las dos fracciones del efluente (fracción disuelta y fracción particulada).

Los sólidos particulados fueron colectados extrayendo el sobrenadante de cada sedimentador y se posteriormente se depositaron en digestores de 4-L en tres diferentes concentraciones de lodos, 10, 15 y 20% y el resto compuesto por agua del mismo efluente (cada concentración por triplicado). Además, los digestores fueron expuestos a tres diferentes condiciones de luz (fotoperiodo natural, sombra y oscuridad). Todos los días la

temperatura, concentración de oxígeno disuelto, pH y sólidos disueltos totales (SDT), se midió utilizando una sonda multiparámetro YSI 56.

La degradación natural de los sólidos particulados y los sólidos disueltos fue monitoreada durante cinco días en todos los tratamientos. Los sólidos disueltos fueron medidos de muestras de 5ml por triplicado colectadas de los digestores. El nitrógeno del amonio (NH_4) se midió por el método de reacción con fenato (Parsons *et al.*, 1984), la cual consiste en obtener un color azul de los indofenoles por la reacción del amonio, el fenol y el hipoclorito de sodio a un pH alto. La muestra es medida en un espectrofotométricamente en una absorbancia de 640nm. El nitrógeno de los nitratos (NO_3) y los nitritos (NO_2) se determinó a través de la formación de grupos azo ($\text{N}=\text{N}$) en presencia de naftil-etilen-diamina y sulfanilamida. Las muestras se leyeron en un espectrofotómetro a dos longitudes de onda diferentes, para los nitritos de a 543nm y los nitratos a 220 y a 275 nm (Boltz, 1958; Hoather, 1959; Nydahl, 1976). Los fosfatos (HPO_4) se cuantificaron por el método de molibdato-ascórbico, del cual se produce un complejo que es detectable en un espectrofotómetro a una longitud de onda de 880nm (Sletten y Bach, 1961; Strickland y Parsons, 1965).

En cada digestor la reducción de los sólidos particulados se determinó por la diferencia entre la concentración inicial en el día cero y la concentración final posterior a los cinco días que duró la etapa experimental. La concentración de sólidos particulados se midió con la ayuda de conos imhoff de 1-L en los cuales se depositó un litro de la muestra de los

digestores previamente homogenizadas. La concentración de sólidos particulados se documentó posterior a un periodo de 30 min. para una completa sedimentación.

RESULTADOS

Factores físico-químicos

Durante la fase experimental la temperatura ambiente varió de 11.2 a 15.7°C diariamente. A pesar de un pequeño aumento en el quinto día a 21.4 ° C. Las temperaturas en digestores fluctuaron de acuerdo con la temperatura ambiental. Durante el experimento, no se encontraron cambios en la concentración de SDT en todas las combinaciones de condiciones de luz y concentración de lodo, concentración que varió entre 0.880 y 0.934 g/L.

El oxígeno disuelto en los digestores en todas las condiciones de luz y la concentración de sólidos particulados fue inferior a 1,0 mg/L durante todo el experimento y con una concentración final de oxígeno disuelto de 0,06 mg/L al final del experimento. Solo los digestores en el fotoperiodo natural mostraron diferencias significativas ($P < 0.05$) con el resto

de las condiciones de luz, no observándose diferencias entre las condiciones de oscuridad y sombreado.

El pH no mostró diferencias significativas al final del experimento en todas las combinaciones de condiciones de luz y concentración de sólidos particulados. Los valores de pH variaron entre 7.01 y 7.51 en los digestores al final del experimento.

Remoción de sólidos disueltos

Durante la fase experimental la eficiencia de remoción fue diferente para cada nutriente, (Tabla 1). Para N-NH₄, se observó una mayor reducción en los digestores con una concentración de sólidos particulados del 10%, los nitratos mostraron una mayor reducción en los digestores con una concentración del 20% de sólidos particulados y mayor eliminación de nitritos se presenta en los digestores con una concentración de sólidos particulados del 15% ($P < 0.05$). No se encontraron diferencias significativas en la eficiencia de eliminación de fosfatos para todas las concentraciones de sólidos particulados (tabla 1).

Tabla 1 Eficiencia de remoción de nutrientes (mg/L) en tres diferentes concentraciones de sólidos particulados.

% Sólidos particulados	N-NH ₄	N-NO ₂	P-PO ₄	N-NO ₃
10	0.871+0.055 ^b	0.312+0.053 ^a	10.297+0.748 ^a	22.233±3.553 ^a
15	1.143+0.146 ^a	0.035+0.050 ^a	10.201+0.611 ^a	15.800±0.400 ^b
20	1.120+0.222 ^a	0.136+0.163 ^b	10.115+0.7438 ^a	10.500±1.997 ^c

La eficiencia de remoción de nutrientes en las diferentes condiciones de luz fue significativamente diferente ($P < 0.05$) en cada nutriente, para el amonio y los fosfatos la mejor condición de luz fue a la sombra, en los nitritos el fotoperiodo natural fue menos eficiente

que las otras dos condiciones de luz (a la sombra y en oscuridad) y para los nitratos mayor remoción fue significativamente mayor ($P < 0.05$) en condiciones de sombra (Tabla 2).

Tabla 2 Eficiencia de remoción de nutrientes (mg/L) en tres diferentes condiciones de luz

Condición de luz	N-NH ₄	N-NO ₂	P-PO ₄	N-NO ₃
Fotoperiodo natural	1.172+0.232 ^a	0.247+0.147 ^a	10.770+0.590 ^a	16.867+5.729 ^a
Oscuridad	1.036+0.171 ^b	0.128+0.161 ^b	10.134+0.551 ^b	14.467+2.343 ^b
Sombra	0.927+0.082 ^c	0.108+0.116 ^b	9.709+0.509 ^c	15.200+6.720 ^a

Los superíndices indican diferencias entre las condiciones de luz para cada nutriente a>b>c

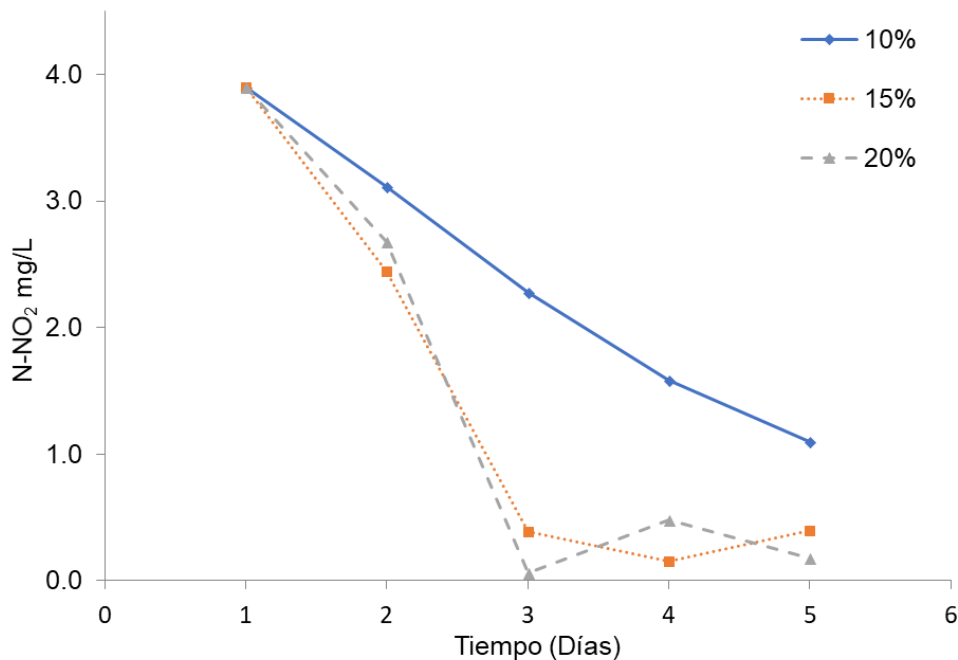


FIGURA 1. Remoción de N-NO₂ en digestores en condiciones de sonbreado. las líneas indican diferentes porcentajes de sólidos particulados en los digestores

La mejor combinación de concentración de sólidos particulados y condición de luz en la remoción de nutrientes fue la misma (20% de lodo y condición sombreada) para los nitritos con un 71,8% de eficiencia de remoción (figura 1) y para los nitratos con un 79,8% de eficiencia de remoción (figura 2), mientras que para el amonio la mayor eficiencia de remo-

ción se presentó en la concentración de 10% de sólidos particulados a la sombra con un 67.2% de eficiencia de remoción (Fig. 3). Los fosfatos en los digestores en condiciones de sombra mostraron un menor incremento en la concentración, no observándose diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las concentraciones de lodo (Fig. 4).

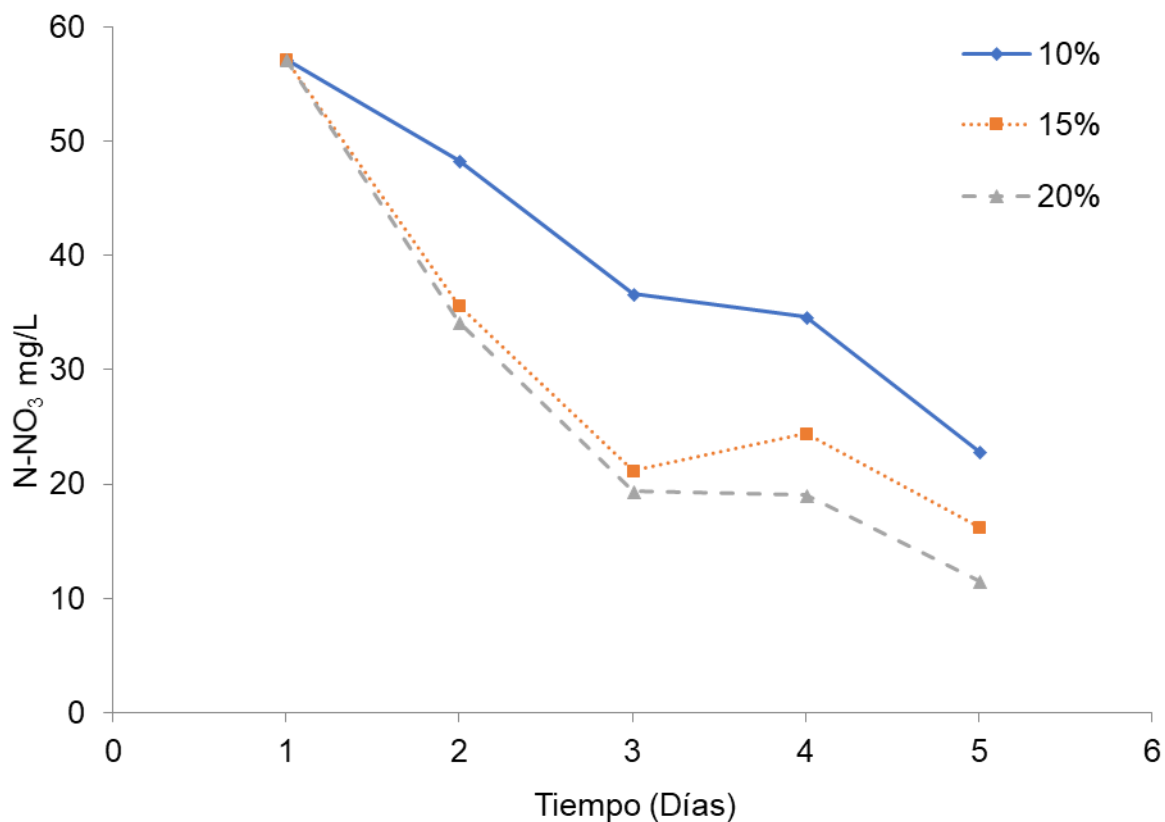


FIGURA 2. Remoción de N-NO₃ en digestores expuestos a la sombra, las líneas indican diferentes porcentajes de sólidos particulados en los digestores

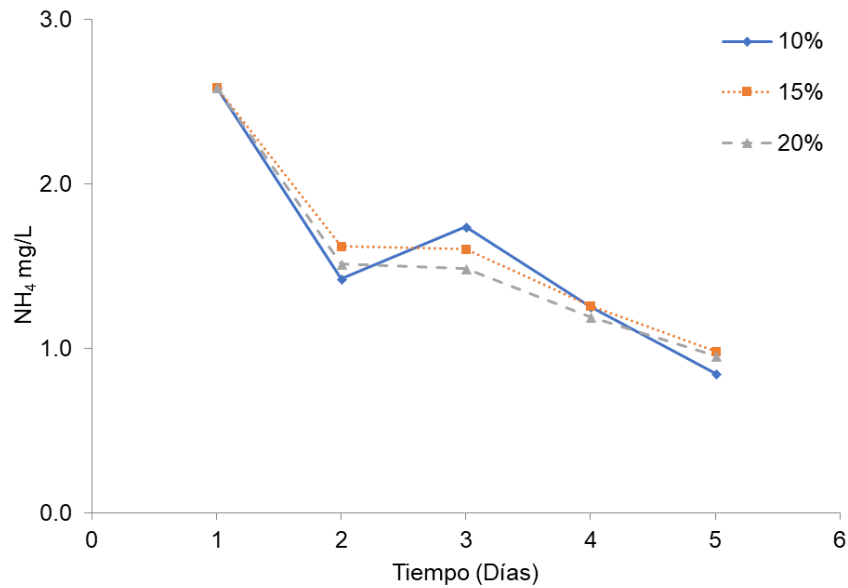


FIGURA 3. Remoción de N-NH₄ en digestores expuestos a la sombra. las líneas indican diferentes porcentajes de sólidos particulados en los digestores

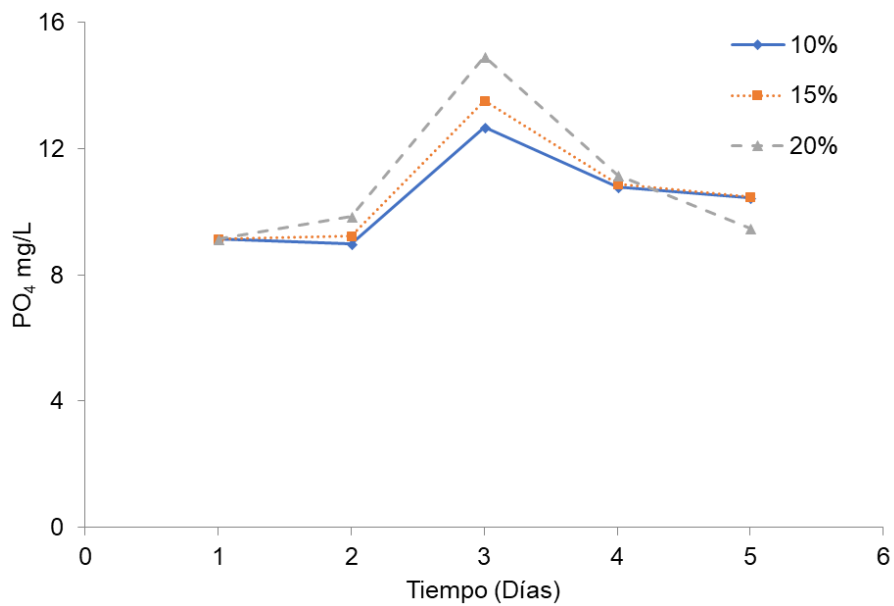


FIGURA 4. Remoción de P-PO₄ en digestores expuestos a la sombra. las líneas indican diferentes porcentajes de sólidos particulados en los digestores

Reducción de sólidos particulados

La reducción de los sólidos particulados fue igual en todos los digestores con un 10% de concentración de sólidos particulados expuestos a las diferentes condiciones de luz. en los digestores con una concentración de 15% sólidos particulados, la reducción de

lodo fue significativamente menor ($P < 0.05$) en condiciones de oscuridad que en sombra y en un fotoperiodo natural. Para la concentración de 20% de sólidos disueltos, se observó una reducción significativamente mayor en los digestores a la sombra (Tabla 3).

Tabla 3. Reducción de lodos en tres diferentes condiciones de luz y tres concentraciones de lodos

% Lodo en digestores	% Reducción de sólidos particulados		
	Sombra	Oscuridad	Fotoperiodo natural
10	12.5+2.8 ^d	12.5+2.3 ^d	12.5+3.5 ^d
15	16.6+3.8 ^{bc}	12.3+3.5 ^d	16.6+2.5 ^c
20	20.0+1.8 ^a	18.75+1.6 ^b	12.5+2.5 ^d

Los superíndices indican diferencias entre todos los tratamientos a>b>c>d

DISCUSIONES

Factores físico-químicos

Las temperaturas durante la fase experimental no mostraron cambios considerables manteniéndose siempre por debajo de los 20°C, lo que indica que el proceso de digestión anaeróbica se desarrolló bajo condiciones mesófilas en todos los digestores (Metcalf y Eddy, 2003).

Durante el experimento, la concentración de oxígeno disuelto disminuyó de manera constante mostrando desde el primer día una concentración de oxígeno disuelto menor a 1 mg/L, por lo tanto, los digestores estuvieron en todo momento en condiciones anaerobias, lo que significa que tanto bacterias facultativas como obligadas realizaron la digestión anaeróbica (Appels *et al.*, 2008;

Mshandete *et al.* 2005; Novak *et al.*, 2003).

Los microorganismos fermentativos pueden funcionar en un intervalo amplio de pH que va desde 4.0 a 8.5 (Hwang *et al.*, 2004). Los valores de pH en los digestores estuvieron en un rango de 7 a 7.5, en los casos donde se presentó un pH inicial alto, sus valores bajaron durante los primeros tres días, no mostrando diferencias en los siguientes dos días de experimento. Los resultados obtenidos fueron similares a los obtenidos para Kafle y Kim (2011), quienes observaron una disminución del pH de 7.76 a menos de 7.00 en un periodo de 14 días en un digestor completamente agitado con una concentración de 4.4 a 9.4% de sólidos totales y de un 3.0 a un 7.0% de sólidos volátiles bajo condiciones mesófilas.

Remoción de sólidos disueltos

La degradación del amonio mostró que en las concentraciones más bajas de sólidos particulados se pueden obtener mejores resultados en la remoción. En condiciones anaeróbicas, los lodos se convierten en metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), y NH_4^+ (Metcalf y Eddy, Inc., 2003). En consecuencia, una cantidad mayor de sólidos particulados produce una mayor cantidad de NH_4^+ . Por lo tanto, la nitrificación y la desnitrificación necesitan más tiempo para eliminar el NH_4^+ de los digestores. La mayor tasa de degradación en este experimento fue de 67,2% de NH_4^+ . A pesar de que no se presenta una remoción completa del NH_4^+ , éste valor fue superior al obtenido por Van de Ha *et al.* (2011) quienes observaron una eliminación de NH_4^+ cercana al 50%. Sin embargo, su periodo experimental fue más largo que en el presente estudio.

La remoción tanto de nitritos como de nitratos fue mayor en los digestores bajo sombra, mientras que en las concentraciones más altas de sólidos particulados se mostró una mayor remoción de nitritos. Esto se presenta debido a que bajo condiciones anóxicas se pueden utilizar los nitratos como aceptor de electrones en lugar del oxígeno (Tomei *et al.*, 2011). De igual forma, cuando el NH_4^+ es oxidado a nitratos o nitritos, posteriormente se asimila o se transforma en N_2 el cual se libera a la atmosfera (Mara y Pearson 1998). Resultados similares fueron reportados por Muños *et al.* (2004) donde los digestores antes de eliminar el NH_4^+ , eliminan el nitrito y el nitrato mediante el proceso de nitrificación y desnitrificación (Verstraete y Focht, 1977), razón por la cual el tiempo requerido para la remoción tanto de nitratos como nitritos es menor al requerido para el NH_4^+ .

Se observó una fluctuación significativa en la concentración de fosfato durante el experimento, pero no está claro qué causó estas fluctuaciones, Ferraris *et al.* (2006) observaron que la enzima fosfatasa presenta fluctuaciones y desconocen la razón. Sin embargo, los tiempos de tratamiento en los digestores podría ser un factor importante para una buena remoción del fósforo en los digestores.

Reducción de sólidos particulados

Bajo condiciones de oscuridad se pueden obtener mejores resultados en la reducción de los sólidos particulados. De la misma manera, en las concentraciones las altas de sólidos particulados (20%) se presenta como consecuencia una mayor tasa de remoción. Autores como Lanary y Franci, (1998), observaron una mayor eficiencia de remoción a temperaturas mesófilas con remociones que alcanzaron el 80% en un periodo de 38 días. El mismo resultado fue reportado por Tal *et al.* (2009). Por su parte, Sharrer *et al.* (2007) obtuvieron un 100% de digestión de sólidos particulados en un periodo de experimentación de 41 días. Lo anterior indica que con tiempos más largos de tratamiento se promueve una mejor reducción de los sólidos particulados (Bragruglia *et al.*, 2011).

CONCLUSIÓN

Los digestores que presentan una concentración de sólidos particulados del 20% y bajo una condición de luz a la sombra presentan una mayor remoción de nutrientes así como una mayor reducción de la concentración de sólidos particulados.

Sin embargo, es necesario incrementar los tiempos de residencia de los sólidos en los digestores para poder reducir aún más la concentración de los lodos, lo que tendrá como consecuencia un incremento en la mineralización de los lodos.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACyT por el financiamiento para que se llevara a cabo esta investigación, al CICESE por las facilidades para poder realizar los experimentos en las instalaciones del laboratorio de Diseño y operación de sistemas de recirculación acuícola.

BIBLIOGRAFÍA

- Aggelis, G. G., Gavala, H. N., Lyberatos, G. (2001). SE—Structures and Environment: Combined and Separate Aerobic and Anaerobic Biotreatment of Green Olive Debittering Wastewater. *Journal of agricultural engineering research*, 80(3), 283-292.
- Ahring, B.K. (2003). *Biomethanation I and II*. Springer-Verlag, Berlin.
- Appels, L., Baeyens, J., Degréve, J. Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Prog. Energ. Combust.* 34, 755–781.
- Boltz, D. F. (1958). *Colorimetric determination of nonmetals*. Interscience publishers, New York, NY.
- Braguglia C.M., Gianico A., Mininni G. (2011). Laboratory-scale ultrasound pretreated digestion of sludge: Heat and energy balance *Bioresource Technology* 102 (2011) 7567–7573.
- Chávez-Crooker, P. & Obreque-Contreras, J. (2010). Bioremediation of aquaculture wastes. *Current Opinion in Biotechnology*, 21(3), 313-317.
- Chiu, Y. C., Chang, C. N., Lin, J. G., Huang, S. J. (1997). Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion. *Water science and technology*, 36(11), 155-162.
- Chen, S., Coffin, D.E. Malone, R.F. (1993). Production, characteristics and modeling of aquaculture sludge from a recirculating aquaculture system using a granular media biofilter. En. Wang, J.D.(Editor). *Techniques for modern aquaculture*. American Society of Agricultural Engineers. St. Joseph, MI. 16-26.
- Cripps, S. J. & Bergheim, A. (2000). Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. *Aquacultural engineering*, 22(1-2), 33-56.
- De la Rubia, M. A., Perez, M., Romero, L. I., Sales, D. (2006). Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion. *Process Biochemistry*, 41(1), 79-86.
- Elefsiniotis, P. & Oldham, W. K. (1994). Anaerobic acidogenesis of primary sludge: the role of solids retention time. *Biotechnology and bioengineering*, 44(1), 7-13.
- FAO, (2016). *The State of World Fisheries and Aquaculture - 2008 (SOFIA)*. FAO Fisheries and Aquaculture Department. 213 pp.
- Ferraris, R. P., Coloso, R., Sugiura, S., Flimlin, G. (2006). Phosphorus in effluents from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) aquaculture. *World aquaculture*.
- Gavala, H. N., Yenal, U., Skiadas, I. V., Westermann, P., Ahring, B. K. (2003). Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature. *Water research*, 37(19), 4561-4572.

- Grady Jr, C. L., Daigger, G. T., Love, N. G., Filipe, C. D. (2011). Biological wastewater treatment. CRC press.
- Graef, S. P. & Andrews, J. F. (1974). Stability and control of anaerobic digestion. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 666-683.
- Heijnen, J. J., Mulder, A., Weltevrede, R., Hols, J., Van Leeuwen, H. L. J. M. (1991). Large scale anaerobic-aerobic treatment of complex industrial waste water using biofilm reactors. *Water Science and Technology*, 23(7-9), 1427-1436.
- Hoather, R. C. & Rackham, R. F. (1959). Oxidised nitrogen in waters and sewage effluents observed by ultra-violet spectrophotometry. *Analyst*, 84(1002), 548-551.
- Hwang, M. H., Jang, N. J., Hyun, S. H., Kim, I. S. (2004). Anaerobic bio-hydrogen production from ethanol fermentation: the role of pH. *Journal of Biotechnology*, 111 (3), 297-309.
- Kafle, G. K. & Kim, S. H. (2011). Sludge exchange process on two serial CSTRs anaerobic digestions: process failure and recovery. *Bioresource technology*, 102(13), 6815-6822.
- Kim, J., Park, C., Kim, T., Lee, M., Kim, S., Kim, S. (2003). Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *J Biosci Bioeng*; 95:271-5.
- Lanari, D., Franci, C. (1998). Biogas production from solid wastes removed from fish farm effluents. *Aquatic Living Resources*, 11(4), 289-295.
- Malone, R. F. & Beecher, L. E. (2000). Use of floating bead filters to recondition recirculating waters in warmwater aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, 22(1-2), 57-73.
- Mara, D. D. & Pearson, H. W. (1998). Design manual for waste stabilization ponds in Mediterranean countries. Lagoon Technology International Ltda.
- Metcalf, E. E., & Eddy, H. (2003). Wastewater engineer treatment disposal, reuse. New York: McGraw.
- McGriff Jr, E. C., & McKinney, R. E. (1972). The removal of nutrients and organics by activated algae. *Water research*, 6(10), 1155-1164.
- Mshandete, A., Bjornsson L., Kivaisi A.K., Rubindamayugi S.T., Mathiasson B. (2005). Enhancement of anaerobic batch digestion of sisal pulp waste by mesophilic aerobic pre-treatment. *Water Research*. 39, 1569-1575.
- Muñoz H., Armienta A., Vera A., Ceniceros N. (2004). Nitrato en el agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlaxcala, México. "Revista Internacional de Contaminación Ambiental", 20 (3), 91-97.
- Novak, J.T., Sadler, M.S., Murthy, S.N. (2003). Mechanism of floc destruction during anaerobic and aerobic digestion and the effect on conditioning and dewatering of biosolids. *Water Research* 37, 3136 - 3144.
- Nurdogan, Y., & Oswald, W. J. (1995). Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. *Water science and technology*, 31 (12), 33-43.
- Nydahl, F. (1976). On the optimum conditions for the reduction of nitrate to nitrite by cadmium. *Talanta*, 23(5), 349-357.
- Parsons, T.R., Yoshiaki, M., Carol, M.L. (1984). A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Pergamon Press, Oxford, 173 p.

- Piedrahita, R. H. (2003). Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*, 226(1-4), 35-44.
- Sharrer, M. J., Tal, Y., Ferrier, D., Hankins, J. A., Summerfelt, S. T. (2007). Membrane biological reactor treatment of a saline backwash flow from a recirculating aquaculture system. *Aquacultural engineering*, 36(2), 159-176.
- Sengupta, S. & Ergas, S. J. (2006). Autotrophic biological denitrification with elemental sulfur or hydrogen for complete removal of nitrate-nitrogen from a septic system wastewater. UNH cooperative institute for costal and estuarine environmental technology (CICEET).
- Sletten, O. & Bach, C. M. (1961). Modified stannous chloride reagent for orthophosphate determination. *J, Amer. Water Works Assoc.* 53: 1031.
- Strickland, J. D.H. & Parsons, T. R. 1968. A manual of sea water análisis. 2nd ed. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa.
- Sugiura, S. H., Marchant, D. D., Kelsey, K., Wiggins, T., Ferraris, R. P. (2006). Effluent profile of commercially used low-phosphorus fish feeds. *Environmental pollution*, 140(1), 95-101.
- Tal, Y., Schreier, H.J., Sowers, K.R., Stubblefield, J.D., Place, A.R., Zohar, Y., (2009). Environmentally sustainable land-based marine aquaculture. *Aquaculture* 286, 28-35.
- Tomei, M. C., Rita, S., Mininni, G. (2011). Performance of sequential anaerobic/aerobic digestion applied to municipal sewage sludge. *Journal of environmental management*, 92(7), 1867-1873.
- Van de Ha, D., Bundervoet, B., Verstraete, W., Boon, N. (2011). A sustainable, carbón neutral methane oxidation by a partnership of methane oxidizing communities and microalgae. *Water Research*. 45, 2845-2854.
- Verstraete, W., & Focht, D. D. (1977). Biochemical ecology of nitrification and denitrification. In *Advances in microbial ecology* (pp. 135-214). Springer, Boston, MA.

