

**TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS
RESIDUALES INDUSTRIALES: EFLUENTE CAMARONERO
EN REACTORES RBC**

ELISABETH BEHLING, NANCY RINCÓN, ALTAMIRA DÍAZ, JULIO MARÍN,
GILBERTO COLINA Y NOLA FERNÁNDEZ

*Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA),
Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia,
Apartado 526, Maracaibo 4001-A, Estado Zulia, Venezuela
ebehling@luz.edu.ve, ebehling@cantv.net
Tél/Fax: +58 (261) 7598743*

Resumen. En el presente estudio se evaluó el comportamiento de un reactor biológico rotativo de contacto (RBC) al tratar el efluente de una industria camaronesa (planta procesadora) de la región zuliana, Venezuela, aplicando diferentes tiempos de retención hidráulico (TRH) en condiciones mesofílicas. La carga orgánica aplicada fue de 4,0; 2,3; 6,7; 6,3 y 16,4 gDQO/m².d, correspondientes a los TRH de 24, 16, 12, 8 y 6 h. El reactor poseía un volumen útil de 9,7 L y un área total de contacto de los discos de 24.430 cm². Los parámetros evaluados fueron los siguientes: pH, alcalinidad total, demanda química de oxígeno total (DQO_T), ortofosfatos (P-PO₄⁻³) y las formas de nitrógeno (NO₂⁻+NO₃⁻, NH₄⁺ y N-Kjeldahl), según la metodología estándar. El sistema mostró una alta eficiencia en la remoción de la materia orgánica presente, obteniéndose porcentajes de remoción de DQO de 74,5; 71,9; 92,3; 73,3 y 44,6% con respecto a los TRH. El sistema exhibió la más alta eficiencia en la remoción de materia orgánica, en términos de DQO (92,3%), al TRH de 12 h (6,7 ± 1,8 g DQO/m².d). Para este mismo TRH, los valores de DQO y pH del efluente se mostraron por debajo de los valores permisibles de descarga a cuerpos de aguas superficiales, exigidos por la normativa venezolana, con lo cual se establece la viabilidad de este tipo de tratamiento biológico para efluentes camarones. *Recibido: 04 marzo 2008, aceptado: 12 junio 2008.*

Palabras clave. Biodiscos, efluente camarono, reactor RBC, tratamiento biológico.

BIOLOGICAL TREATMENT OF INDUSTRIAL WASTEWATERS:
SHRIMP PROCESSING EFFLUENT IN RBC REACTORS

Abstract. We evaluated the behavior of a rotating biological contactor reactor (RBC) during treatment of shrimp industry (processing plant) effluent, in the Zulian region, Venezuela, by applying different hydraulic retention times (HRT) under mesophilic conditions. The organic loads applied were 4.0, 2.3, 6.7, 6.3 and 16.4 gCOD/m².day, corresponding to HRT of 24, 16, 12, 8 and 6 h. The reactor had a useful volume of 9.7 L and a 24,430 cm² total disk contact area. We evaluated pH, total alkalinity, chemical oxygen demand (COD), orthophosphates (P-PO₄⁻³) and nitrogen forms (NO₂⁻+NO₃⁻, NH₄⁺ and N-Kjeldahl), according to the standard methods. The system showed a high efficiency in removing organic matter, obtaining COD removal percentages of 74.5, 71.9, 92.3, 73.3, and 44.6%, with respect to HRT. The system exhibited the highest efficiency in organic matter removal (COD) (92.3%) at HRT of 12 h (6.7 ± 1.8 g COD/m².day). For this same HRT, the COD and pH values in the effluent were below permissible limits established by Venezuelan legislation for discharge into superficial water bodies. Thus, the biological treatment evaluated in this study is viable for shrimp industry effluent. *Received: 04 March 2008, accepted: 12 June 2008.*

Key words. Biodiscs, shrimp industry effluent, RBC reactor, biological treatment.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad el 88% del los cultivos de camarones en Venezuela se ubican en la Cuenca del Lago de Maracaibo y Golfo de Venezuela (SARPA 1996). Sólo entre un 30% a 40% de la producción pesquera global se consume fresco, el restante 70% es procesada por las industrias para el consumo y otros propósitos, lo cual implica la generación de una gran cantidad de efluentes potencialmente contaminantes como subproductos (FAO 2008). Numerosas investigaciones muestran que los efluentes provenientes del procesado del pescado y camarones tienen una alta demanda de oxígeno, en términos de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos, aceites y grasas, patógenos y nutrientes. Dichos efluentes pueden producir efectos adversos en los cuerpos de agua receptores (Islam 2004, Ruenglerpanyakul *et al.* 2004).

En Venezuela se ha elevado el apoyo económico para la creación de industrias camaroneras, gracias al potencial económico que puede generar este tipo de actividad (FAO 2008), al aumentar la producción se incrementará de igual manera el volumen de residuos líquidos a tratar. Esta situación justifica

la evaluación de sistemas de tratamientos efectivos para reducir el poder contaminante de estos efluentes.

El propósito de las plantas de tratamiento de aguas residuales es remover los contaminantes de manera que el efluente tratado sea seguro para ser descargado al ambiente. Un ventajoso sistema de tratamiento biológico lo constituye el reactor biológico rotativo de contacto, conocido por sus siglas en inglés, RBC. Este sistema de biopelícula adherida ha sido utilizado con éxito para el tratamiento de aguas residuales municipales, industriales y aguas consideras peligrosas por el contenido de tóxicos (tolueno, fenol, tricloroetileno y tiocianato, entre otros) (Najafpour *et al.* 2005).

Los RBC ofrecen un número significativo de ventajas sobre otros sistemas de tratamiento, destacándose las siguientes: efluentes de buena calidad incluyendo nitrificación total, bajo costo, facilidad de operación y mantenimiento (Griffin y Findlay 2000, Spengel y Dzombak 1991). Estos reactores han cobrado mayor importancia debido a la mejor eficiencia de remoción de la DQO y a las grandes cantidades de biomasa presente en los mismos (20–40 g sólidos volátiles/m² de disco); esto constituye una alternativa de ingeniería atractiva por los bajos costos de tratamiento de aguas residuales, considerando el corto tiempo de retención del proceso, excelentes capacidades frente a cambios bruscos de condiciones operacionales y contenido de sustancias tóxicas en el afluente, control del proceso simple y bajos requerimientos de energía (Tyagi *et al.* 1993). Hoy en día los RBC están en operación en varias partes del mundo y como resultado de investigaciones que han permitido solventar las fallas mecánicas, se están construyendo una nueva generación de este tipo de reactores que garanticen una vida operacional de 20 años (Mba *et al.* 1999).

El objetivo de esta investigación es evaluar el comportamiento de un reactor biológico rotativo de contacto (RBC), durante el tratamiento del efluente proveniente de una industria camaronera, aplicando diferentes tiempos de retención hidráulico (TRH).

MATERIALES Y MÉTODOS

TOMA DE MUESTRA

Se recolectaron aproximadamente 100 L del agua residual de una industria camaronera de la región zuliana, Venezuela, ubicada en el municipio San Francisco. Las muestras fueron tomadas cada 15 días de forma aleatoria simple, a la salida de la tanquilla recolectora de los residuos líquidos

originados del procesamiento del camarón. Los recipientes que contenían las muestras fueron trasladados al laboratorio y conservados a una temperatura de 4°C hasta su utilización. La caracterización inicial del afluyente camaronero se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización inicial del afluyente camaronero y los límites de descarga permisibles a cuerpos de agua naturales* (n = 10).

Parámetro	X ± DS	Límite de Descarga
pH	6,9 ± 0,3	6 – 9
Alcalinidad total (g CaCO ₃ /m ³)	380,4 ± 30,4	–
DQO _S (g/m ³)	760,2 ± 309,6	–
DQO _T (g/m ³)	973 ± 406,2	350
COT (g/m ³)	294,4 ± 123,6	–
N-NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻ (g/m ³)	2,2 ± 0,6	10
N-NH ₄ ⁺ (g/m ³)	47,0 ± 12,3	–
N-orgánico (g/m ³)	79,0 ± 65,5	–
N-total (g/m ³)	128,0 ± 45,5	40
P-PO ₄ ³⁻ (g/m ³)	142,0 ± 91,7	–
SST (g/m ³)	221,3 ± 92,8	80
SSV (g/m ³)	161,0 ± 82,4	–

*Decreto No. 883 (República Bolivariana de Venezuela 1995).

EQUIPO EXPERIMENTAL

El tratamiento se llevó a cabo en un RBC con discos sumergidos en un 40% aproximadamente en el efluente y girando a 2,5 rpm. Los discos (50) fueron elaborados con láminas de plástico de punta de diamante corrugado, midiendo 18 cm de diámetro y separados a 0,8 cm en un eje acero inoxidable de 3/8" de diámetro. El reactor contenía un volumen útil de 9,7 L y un área total de contacto de 24.430 cm² (Fig. 1).

El tanque del reactor se fabricó a partir de una tubería de PVC de 8" de diámetro externo y 60 cm de longitud, cortada longitudinalmente y cerrada a los lados con tapas de plexiglás transparente. Se utilizó un motor eléctrico (Cole Parmer) para la rotación de los discos, acoplado a una serie de engranajes y poleas que ayudan al reductor de voltaje a controlar y regular la velocidad requerida.

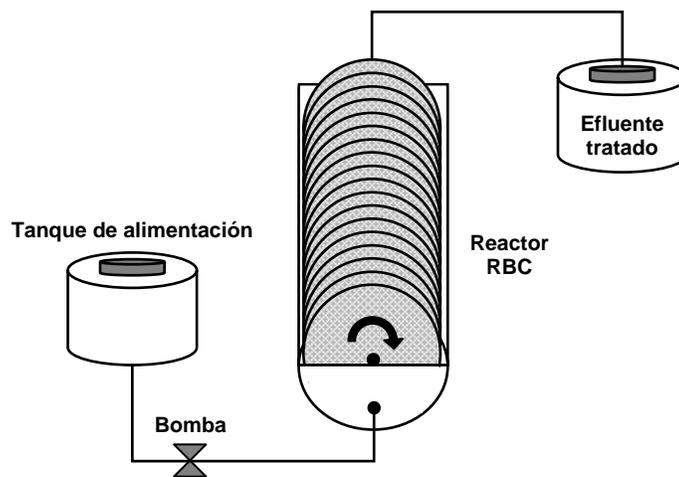


Figura 1. Esquema del reactor biológico rotativo de contacto (RBC).

ETAPA DE ACLIMATACIÓN

Inicialmente, el reactor funcionó de manera discontinua (batch reactor), utilizando el efluente camaronero como sustrato, con la finalidad de estimular la formación de la biopelícula sobre los discos. Bajo esta condición el reactor se mantuvo durante 7 días a temperatura ambiente (28–32 °C), para luego iniciar la etapa experimental a flujo continuo.

REACTOR A FLUJO CONTINUO

El comportamiento del reactor se evaluó en cinco etapas, correspondientes con los TRH experimentales (24, 16, 12, 8 y 6 h), los cuales fueron seleccionados considerando estudios previos (Najafpour *et al.* 2005). Cada una de las etapas se extendió hasta obtener estabilidad en los parámetros evaluados, estableciéndose un total de 58 días de experimentación.

CONTROL Y ANÁLISIS DEL SISTEMA

Los siguientes parámetros fueron determinados en el efluente, tanto a la entrada como a la salida del reactor: pH, alcalinidad total, carbono orgánico total (COT), demanda química de oxígeno total (DQO_T) y soluble (DQO_S), ortofosfatos (P-PO₄⁻³), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), según la metodología estándar (APHA, AWWA, WCF 1998).

La DQO fue utilizada como parámetro de control en lugar de la DBO, considerando que el afluente era altamente biodegradable. Además, el análisis de COT (Tabla 1), mostró que una alta proporción de la materia contenida en el afluente era de naturaleza orgánica. Finalmente, se comparó la calidad del efluente del reactor con los límites de descarga permisibles a los cuerpos de agua superficiales, según el Decreto No. 883 de la Legislación Venezolana (República Bolivariana de Venezuela 1995), con la finalidad de determinar el TRH con mayor eficiencia de remoción.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización inicial del efluente de la industria camaronera mostró niveles de DQO_T, nitrógeno (N-total), ortofosfatos (P-PO₄⁻³) y SST por encima de los límites permisibles de descarga a cuerpos de aguas superficiales establecidos por el Decreto No. 883 (República Bolivariana de Venezuela 1995), cuyos valores medios se ubicaron en: DQO_T = 1.004 ± 562 g/m³; N-total = 116,8 ± 55,6 g/m³; P-PO₄⁻³ = 134,7 ± 195,4 g/m³ y SST = 232 ± 155 g/m³. Se observó una gran variabilidad en cuanto al contenido de materia orgánica y nutrientes, debido a que diariamente en la industria las modalidades de procesamiento de los camarones cambiaban, modificándose la calidad del efluente. El pH por su parte, se mantuvo relativamente estable (6,82 ± 0,42).

En la primera etapa del tratamiento (TRH 24 h), el reactor estuvo sometido a una carga orgánica de 4,0 ± 1,9 g DQO_T/m².día (Tabla 2), lográndose una eficiencia en la remoción de DQO del 74,5%. En la etapa siguiente, hubo una disminución en la remoción de este parámetro, debido a que el reactor operó bajo una menor carga orgánica. Es importante señalar, que durante algunos días de las etapas II y IV, la industria camaronera produjo un efluente con una DQO_T baja (reflejándose en la carga orgánica), durante los cuales se obtuvieron los valores mínimos de 126 y 280 g DQO_T/m³ en el afluente, respectivamente.

Cuando el reactor operó bajo el menor TRH (etapa V), la carga orgánica aplicada (16,4 ± 7,6 g DQO_T/m².día) se había incrementado más del doble de la etapa anterior, observándose un desequilibrio en el sistema.

También se evidenció que más del 80% de los SST eran volátiles, provenientes de la biomasa desprendida de los discos, causado por el roce o fuerzas cortantes entre los discos y el agua residual (Spengel y Dzombak 1991), lo cual puede explicar la disminución del porcentaje de remoción de DQO_T durante la etapa IV.

Tabla 2. Valores medios y desviación estándar de algunos de los parámetros evaluados durante el tratamiento del efluente camarónero en un RBC.

Carga Orgánica Aplicada (gDQO _T /m ² .d)	DQO _T Salida (g/m ³)	Remoción de DQO _T (%)	SST (g/m ³)	pH
Etapa I (TRH = 24 h)				
4,0 ± 1,9*	299,1 ± 162,5	74,5 ± 11,4	229,0 ± 322,2	6,0 ± 0,6
Etapa II (TRH = 16 h)				
2,3 ± 1,9	73,1 ± 39,2	71,9 ± 22,3	37,3 ± 11,6	7,4 ± 0,5
Etapa III (TRH = 12 h)				
6,7 ± 1,8	78,9 ± 10,5	92,3 ± 2,4	36,3 ± 16,5	7,3 ± 0,2
Etapa IV (TRH = 8 h)				
6,3 ± 2,2	189,0 ± 167,4	73,3 ± 20,0	230,4 ± 270,1	7,6 ± 0,1
Etapa V (TRH = 6 h)				
16,4 ± 7,6	677,5 ± 365,6	44,6 ± 22,3	370,8 ± 209,0	7,4 ± 0,4

*Media aritmética ± desviación estándar, TRH = Tiempo de retención hidráulico.

Durante el tratamiento el agua residual mantuvo un pH dentro del rango óptimo como para garantizar la actividad de los microorganismos (Guinea *et al.* 2000), sin la necesidad de agregar ningún compuesto químico. La relación de la carga orgánica aplicada con respecto a la cantidad de materia orgánica soluble removida, para cada etapa experimental, se presenta en la Figura 2. A los TRH de 16 y 12 h, tanto la DQO_T como los SST del efluente tratado se ubicaron por debajo de los límites permisibles: 350 g/m³ y 80 g/m³, respectivamente. El pH estuvo dentro del rango establecido por la normativa durante todas las etapas experimentales.

El sistema mostró una alta eficiencia en la remoción de la materia orgánica presente, estableciéndose como el mejor TRH en 12 h (carga orgánica 6,7 g DQO_T/m².día), obteniéndose un porcentaje de remoción de DQO_T promedio de 92,3%. Sin embargo, con el tratamiento aplicado no se logró disminuir las concentraciones de ortofosfatos y las formas de nitrógeno evaluadas a los límites de descarga a cuerpos de agua superficiales.

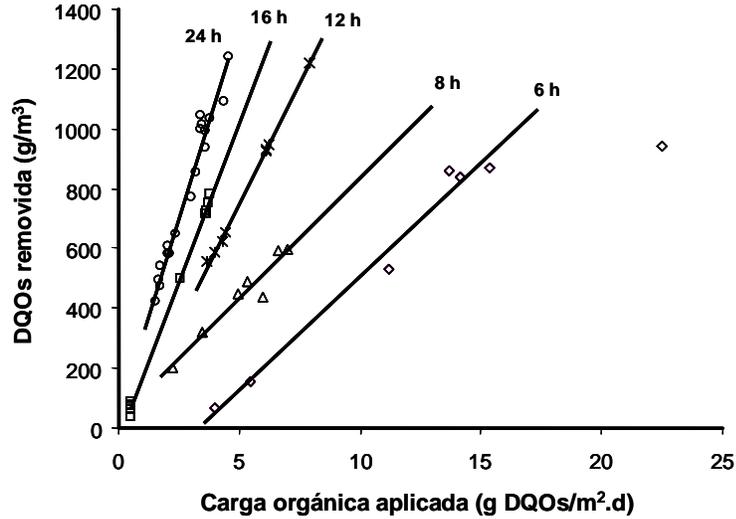


Figura 2. Relación entre la DQO soluble removida y la carga orgánica aplicada a diferentes TRH, durante el tratamiento del efluente camaronero en un RBC.

Pérez *et al.* (1999) al tratar efluentes provenientes de una industria camaronera en un reactor UASB a escala piloto, observaron un mejor rendimiento cuando al TRH de 10,67 h, con una eficiencia de remoción de DQO de 83,7%, valor por debajo al obtenido en la presente investigación. La calidad del efluente de este reactor UASB (en términos de DQO), no cumplió con la normativa venezolana, por lo que los investigadores recomendaron un tratamiento posterior del efluente.

El comportamiento del NTK así como la cantidad de nitrógeno aportado por los nitritos y los nitratos en el efluente, se muestran en el Tabla 3. Durante las primeras cuatro etapas experimentales del estudio no se detectó la presencia de NH_4^+ en el efluente. En las etapas II y III, hubo una acumulación de nitrato, resultante posiblemente del proceso de nitrificación ocurrido en el sistema. Sin embargo, en la primera y cuarta etapa, no se observó tal acumulación, por lo que se presume un proceso de nitrificación y desnitrificación simultánea, el cual puede presentarse tanto en sistemas con biomasa fija (Masuda *et al.* 1991, Santos *et al.* 1993, Garzón y González 1996, Muller 1998 y Menoud *et al.* 1999) como en sistemas de biomasa suspendida, en el interior de los flóculos biológicos (Garzón y González 1996).

Tabla 3. Valores medios y desviación estándar para las formas de nitrógeno durante el tratamiento del efluente camaronero en un RBC.

NTK Entrada (g/m ³)	NTK Salida (g/m ³)	N-NH ₄ ⁺ Entrada (g/m ³)	N-NH ₄ ⁺ Salida (g/m ³)	(N-NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻) Salida (g/m ³)
Etapa I (TRH = 24 h)				
77,2 ± 23,3*	27,2 ± 4,8	64,8 ± 22,3	< 0,05	5,7 ± 0,8
Etapa II (TRH = 16 h)				
88,7 ± 46,6	4,3 ± 3,3	34,1 ± 11,5	< 0,05	23,0 ± 14,7
Etapa III (TRH = 12 h)				
146,8 ± 43,2	7,0 ± 3,9	47,4 ± 26,3	< 0,05	20,9 ± 6,3
Etapa IV (TRH = 8 h)				
96,0 ± 36,9	28,4 ± 27,3	47,0 ± 22,7	< 0,05	7,7 ± 8,0
Etapa V (TRH = 6 h)				
218,3 ± 159,6	116,0 ± 53,5	36,8 ± 19,3	73,0 ± 28,0	1,3 ± 1,2

*Media aritmética ± desviación estándar, TRH = Tiempos de retención hidráulico.

De acuerdo con Garzón y González (1996), los nitratos producidos por las bacterias nitrificantes en las capas más superficiales de la biopelícula pueden penetrar hacia las capas más profundas, en donde la concentración de oxígeno es muy pequeña o inexistente, debido a que éste es consumido en las capas más superficiales. En estos microambientes sin oxígeno molecular, las bacterias desnitrificantes utilizan los nitritos o nitratos como aceptores de electrones y los transforman a nitrógeno molecular (N₂), el cual escapa del sistema con el efluente gaseoso.

Helmer y Kunst (1998), observaron pérdidas de nitrógeno en el orden del 90% en un reactor RBC utilizado para la fase de nitrificación. Sin embargo, en este estudio no se cuantificó la cantidad de biomasa adherida a los discos, para constatar los procesos de asimilación de este nutriente y poder realizar un balance de masas.

En la etapa III, se observó la mayor remoción del NTK (94,7%). Las normas venezolanas limitan el contenido de nitrógeno total (N-total) a 40 g/m³, mientras que el nitrógeno en forma de nitritos y nitratos no puede sobrepasar los 10 g/m³. En todas las etapas ensayadas, a excepción de la primera etapa, el efluente del RBC no cumplió con estos límites.

Novak (2000) en una investigación sobre el uso de plantas de tratamiento con reactores biológicos rotativos de contacto a gran escala para la remoción de nitrógeno y fósforo, propuso como una solución un sistema nitrificante RBC adicional, como segunda etapa para la remoción de nitrógeno. Gupta y Gupta (1999), utilizaron también RBC de tres etapas para la remoción de este nutriente.

La relación observada para cada una de las etapas ensayadas, entre la carga orgánica aplicada y la DQO soluble removida fue lineal (Fig. 3). A medida que se incrementaba la carga orgánica, la cantidad de materia orgánica removida era mayor. Se observó que para una misma carga orgánica aplicada, la cantidad de materia orgánica removida fue mayor cuanto mayor era el TRH. El mejor ajuste de los datos se obtuvo cuando el tiempo de retención fue de 12 h ($R^2 = 0,9983$).

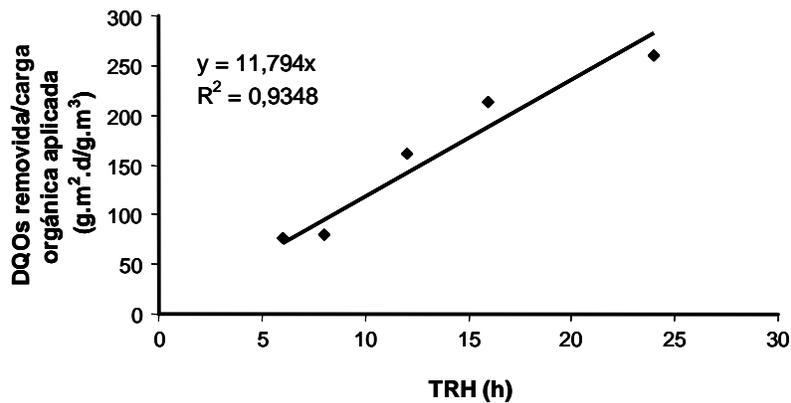


Figura 3. Relación de la DQOs removida/carga orgánica aplicada y el tiempo de retención hidráulico durante el tratamiento del efluente camaronero en un RBC.

Relacionando la pendiente de cada una de las líneas de tendencia de la Figura 2, con el tiempo de retención hidráulico, se obtuvo la siguiente ecuación: $Y = 11,794X$; donde $Y =$ DQOs removida/carga orgánica aplicada ($\text{g.m}^2.\text{día/g.m}^3$) y $X =$ tiempo de retención hidráulico (TRH). Esta ecuación permite estimar la calidad del efluente a la salida del reactor para una determinada carga orgánica aplicada a un tiempo de retención hidráulico dado (Fig. 3).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

El sistema resultó eficiente en la remoción de la materia orgánica presente, obteniéndose el mejor desempeño a un TRH de 12 h con una remoción de DQO de 92,3%, para una carga de $6,7 \pm 1,8$ gDQO_T/m².día. Se evidenció una relación lineal entre la carga orgánica aplicada y la cantidad de DQOs removida. Los resultados evidencian la necesidad de utilizar un sedimentador a la salida del reactor, con la finalidad de reducir el contenido de sólidos suspendidos en el efluente final. Igualmente, se hace necesario optimizar los parámetros de operación y/o configuración del sistema, con el propósito de adecuar el contenido de nitrógeno y fósforo a los límites de descarga establecidos por la legislación venezolana.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico (CONDES), Universidad del Zulia, Maracaibo, por su apoyo financiero (Proyecto No. CC-1024-05).

LITERATURA CITADA

- APHA, AWWA Y WCF. 1998. Standard methods for examination of water and wastewater (20 ed.). American Public Health Association, 1015 Fifteenth Street, N.W., Washington D.C., USA, 1207 pp.
- FAO (ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN). 2008 Visión general del sector acuícola nacional: Venezuela. Disponible en: http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_venezuela/es. Consultado el 15 de enero de 2008.
- GARZÓN, M. Y S. GONZÁLEZ. 1996. Biological phosphate and nitrogen removal in a biofilm sequencing batch reactor. *Water Sci. Technol.* 43: 1293–1301.
- GRIFFIN, P. Y G. FINDLAY. 2000. Process and engineering improvements to rotating biological design. *Water Sci. Technol.* 41: 137–144.
- GUINEA, A., M. MARTÍN Y S. SERRANO. 2000. Biofilm communities and operational monitoring of a rotating biological contactor system. *Water Sci. Technol.* 43: 247–253.
- GUPTA, A. Y K. GUPTA. 1999. Simultaneous carbon and nitrogen removal in a mixed culture aerobic RBC biofilm. *Water Research* 33(2): 555–561.
- HELMER, C. Y S. KUNST. 1998. Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system. *Water Sci. Technol.* 37(4/5): 183–187.
- ISLAM, M. D., S. KHAN Y M. TANAKA. 2004. Waste loading in shrimp and fish processing effluents: potencial sources of hazards to the coastal and nearshore environments. *Marine Pollution Bull.* 40: 103–110.

- MASUDA, S., Y. WATANABE. Y M. ISHIGURO. 1991. Biofilm properties and simultaneous nitrification and denitrification in aerobic rotating biological contactors. *Water Sci. Technol.* 23: 1355–1363.
- MBA, D., R. BANNISTER Y G. FINDLAY. 1999. Mechanical redesign of the rotating biological contactor. *Water Research* 33: 3679–3688.
- MENOUD, P., C. H. WONG, H. A. ROBINSON, A. FARQUHAR, J. P. BARFORD Y G. W. BARTON. 1999. Simultaneous nitrification and denitrification using SIPORAX™ packing. *Water Sci. Technol.* 40(4/5): 153–160.
- MULLER, N. 1998. Implementing biofilm carriers into activated sludge process-15 years of experience. *Water Sci. Technol.* 37: 167–174.
- NAJAFPOUR, G., H. A. YIENG, H. YOUNESI Y A. ZINATIZADEH. 2005. Effect of organic loading on performance of rotating biological contactors using palm oil mill effluents. *Process Biochemistry* 40(8): 2879–2884.
- NOWAK, O. 2000. Upgrading of wastewater treatment plants equipped with rotating biological contactors to nitrification and P removal. *Water Sci. Technol.* 41: 145–153.
- PÉREZ, J., N. FERNANDEZ, M. HERRERA, A. GALINDO, E. TONCEL, R. ROJANO Y S. DAZA. 1999. Diseño de un sistema UASB y lagunas de estabilización para tratar los desechos líquidos de una industria procesadora de camarones. *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia* 22(3): 194–204.
- REPÚBLICA BOLIVARIANA DE VENEZUELA. 1995. Decreto No. 883 sobre normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de aguas y vertidos de efluentes líquidos. *Gaceta Oficial* No. 5021 Extraordinaria del 18 de diciembre de 1995, pp.89–90.
- RUENGLERTPANYAKUL, W., S. ATTASAT Y P. WANICHPOGPAN. 2004. Nutrient removal from shrimp farm effluent by aquatic plants. *Water Sci. Technol.* 50: 321–330.
- SANTOS, V. A., J. TRAMPER Y R. H. WIJFFELS. 1993. Simultaneous nitrification and denitrification using immobilized microorganisms *Biomat. Art. Cell & Immob. Biotechnology* 21(3): 317–322.
- SARPA (SERVICIO AUTÓNOMO DE LOS RECURSOS PESQUEROS Y ACUÍCOLAS). 1996. Estadísticas del Subsector Pesquero y Acuícola de Venezuela: 1990-1995.
- SPENGLER D. Y D. DZOMBAK. 1991. Treatment of landfill leachate with rotating biological contactors: Bench-scale experiments. *Research J. WPCF* 63(7): 971–980.
- TYAGI, R., F. TRAN Y A. CHOWDHURY. 1993. Biodegradation of petroleum refinery wastewater in a modified rotating biological contactor with polyurethane foam attached to the disks. *Water Research* 27(1): 91–99.