

## TRATAMIENTO DE EFLUENTES PROVENIENTES DEL PROCESAMIENTO DE PESCADO UTILIZANDO UN REACTOR BIOLÓGICO ROTATIVO DE CONTACTO

GILBERTO COLINA <sup>1,2</sup>, CARLOS CHINGA <sup>1</sup>, ABRAHAN VELÁSQUEZ <sup>1</sup>, JULIO MARÍN <sup>2</sup>,  
LUZ ZAMBRANO <sup>1</sup>, EVER VIZUETA <sup>1</sup>, JOSE MESA <sup>1</sup>, PABLO PABLO <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidad Laica “Eloy Alfaro” de Manabí. Departamento Central de Investigación. Ecuador.

E-mail: gicolinaa@gmail.com

<sup>2</sup> Universidad del Zulia. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.

Recibido: marzo 2016

Aprobado para publicación: mayo 2017

### RESUMEN

Se evaluó la eficiencia de un reactor biológico rotativo de contacto –RBC– en el tratamiento de efluentes provenientes de una industria procesadora de pescado, en la ciudad de Manta, Ecuador. El efluente fue colectado en envases plásticos de 20 L y refrigerados a 4°C. El sistema experimental estuvo conformado por un reactor RBC, con discos separados a 0,8 cm, sumergido aproximadamente un 40% en el efluente y una velocidad de rotación de 4 rpm. El reactor operó en dos etapas de manera discontinua, con tiempos de retención hidráulico (TRH) de 48 y 24 h (etapa I y II). Se realizó la caracterización fisicoquímica y microbiológica del efluente antes y después del tratamiento. Se midieron: pH, alcalinidad total, demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos disueltos totales (SDT), amonio, ortofosfato, sulfatos y cloruros; según metodología estándar. Considerando la complejidad del efluente, se obtuvo buena eficiencia de remoción de DQOt (etapa I: 79,9% y etapa II: 47,6%). La eficiencia de remoción de ortofosfato (P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>), fue de 57,2% para la etapa I y 66,1%, para la etapa II. La relación SSV/SST, para la etapa I fue de 73,5% mientras que para la segunda fue de 75,3%, reportando un alto contenido de SSV. Los resultados aún no cumplen con la normativa ambiental ecuatoriana. Se hace necesario implementar reactores en serie y post-tratamiento fisicoquímico para adecuar los niveles de cloruros y sulfatos residuales.

*Palabras Clave:* tratamiento biológico, efluente de pescado, reactor RBC, reactor biológico rotativo de contacto, normativa ambiental

### TREATMENT OF EFFLUENTS FROM FISH PROCESSING USING A ROTATING BIOLOGICAL CONTACTOR

#### ABSTRACT

The efficiency of a rotating biological contact reactor–RBC, in the treatment of effluents coming from a fishing processor industry in the city of Manta–Ecuador, was evaluated. The effluent was collected in 20 L plastic containers and refrigerated at 4°C. The experimental system was formed by an RBC reactor, with separated discs at 0.8 cm, submerged at 40%, approximately in the effluent, and at a rotation speed of 4 rpm. The reactor worked in two stages in a discontinuing form with hydraulic retention times (HRT) of 48 and 24 h (stage II and I). Physical-chemical and microbiological characterizations of the effluent before and after the treatment were done. The pH, total alkalinity, chemical oxygen demand (COD), total suspended solids (TSS), suspended volatile solids (SVS), total dissolved solids (SDT), ammonium, orthophosphate, sulfates and chlorides were also evaluated according to standard methodology. Considering the complexity of the effluent, good removal efficiency was obtained from CODt (stage I: 79.9% and stage II: 47.6%). The removal efficiency from the orthophosphate (P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) was 57.2% for stage I and 66.1% for stage II. The SSV/SST relationship, for stage I was 73.5% and for stage II was 75.3%, reporting a high SSV content. The results don't comply with the environmental Ecuadorian regulations, yet, it becomes necessary to implement series reactors and post physical-chemical treatment in order to adequate the residual levels of sulfates and chlorides.

*Keywords:* Biological treatment, Fish effluent, RBC reactor, Rotating biological contact reactor and environment regulations

## INTRODUCCIÓN

La composición de los efluentes generados durante el procesamiento de pescado depende en gran medida de la gestión industrial y del tipo de pescado procesado. Por lo general están caracterizados: por su alta demanda bioquímica (DBO) y química (DQO) de oxígeno, la concentración de sustancias orgánicas se encuentran en un rango de 10.000 a 50.000 mg/L, niveles elevados de salinidad, presencia de sólidos totales entre 2.000 a 3.000 mg/L, aceites y grasas con un promedio de 250 mg/L para procesamiento de atún y un rango de 20 a 550 mg/L para el procesamiento de salmón, así como de nitrógeno (se ha reportado un rango de nitrógeno amoniacal de 0,7 a 69,7 mg/L) y fósforo (Méndez, Omil, Soto, Lema, 1992); (Tay, Show y Hung, 2006); (Chowdhury, Viraraghavan y Srinivasan, 2010); (Gonçalves, Oliveira, Mitterer y Queiroz, 2011).

Las industrias procesadoras de pescado, al igual que muchas otras, se enfrentan con el problema de manejo y disposición de estos residuos líquidos, potencialmente contaminantes— si se toman en cuenta las normas ambientales que cada vez se hacen más exigentes—. En este sentido, el tratamiento biológico ha sido aplicado satisfactoriamente para una amplia variedad de desechos, tanto industriales como domésticos (Chan, Chong, Law y Hassell, 2009), reduciendo los costos de las tecnologías convencionales, sin contaminación secundaria (Sponza y Uluköy, 2005).

El interés en sistemas biológicos de crecimiento suspendido (procesos de lodos activados, entre otros), ha sido evidente en los últimos años. En esta alternativa de tratamiento, se produce un gran potencial para la aplicación de los sistemas biológicos de crecimiento adherido (Tyagi, Tran y Chowdhury, 1993).

El reactor biológico rotativo de contacto (RBC, por sus siglas en inglés), surge como una alternativa para el tratamiento de efluentes complejos (Mba, Bannister y Findlay, 1999). Estos reactores ofrecen un número significativo de ventajas sobre otros sistemas de tratamiento. Destacan los efluentes de buena calidad, incluyendo nitrificación total, los bajos costos (Griffin y Findlay, 2000) y, por último, la facilidad de operación y mantenimiento. Estas máquinas han cobrado recientemente mayor importancia debido a una mejor eficiencia de remoción de la DQO y a las grandes cantidades de biomasa presente en los mismos... En consecuencia, constituyen una alternativa de ingeniería atractiva por los bajos costos de tratamiento de aguas residuales debido al corto tiempo de retención del proceso, excelentes capacidades frente a choques y cargas tóxicas,

control simple del proceso y mínimos requerimientos de energía (Tyagi *et al.*, 1993).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficiencia de un reactor RBC en el tratamiento de efluentes generados en industrias procesadoras de pescado de la ciudad de Manta, principal puerto pesquero del Ecuador. La finalidad consiste en generar un efluente que garantice la reducción del impacto ambiental ocasionado por su inadecuada disposición final.

## TÉCNICAS EXPERIMENTALES

### Toma de muestra

Las muestras del efluente se colectaron después de la etapa de cocción, correspondiente al proceso de elaboración de enlatados de lomos de atún en una industria de la localidad de Manta, Ecuador. En esta etapa se produce el efluente de mayor complejidad en cuanto al contenido de grasas y otras sustancias orgánicas. El muestreo se llevó a cabo de forma aleatoria simple, en envases plásticos de 20 L de capacidad y refrigeradas a 4 °C hasta su utilización en los ensayos posteriores. Una alícuota de la muestra fue utilizada para la caracterización fisicoquímica y microbiológica.

### Sistema de tratamiento experimental

La Figura 1 muestra el sistema de tratamiento experimental, el cual fue conformado por un reactor RBC, que contenía 36 discos circulares de cloruro de polivinilo de 19 cm de diámetro, separado a 0,8 cm y sumergido aproximadamente un 40% en el efluente para el tratamiento. Estos discos fueron soportados en un eje de acero de carbono de 3/8” de diámetro, el cual les permitía girar lentamente a 4 rpm, utilizando un motor eléctrico marca DAYTON de 220 v. El reactor trabajó por carga con un volumen de efluente de 8 L.



*Figura 1. Vista frontal del sistema experimental RBC empleado para evaluar el tratamiento aerobio de un efluente de procesamiento de pescado*

## Etapa de aclimatación

Inicialmente, el reactor se sometió a un período de aclimatación y adaptación, funcionando de manera discontinua (reactor batch). Se utilizó el efluente de la procesadora de pescado como afluente-sustrato, con el fin de estimular la formación de la biopelícula sobre los discos (Behling *et al.*, 2008). Bajo estas condiciones, el reactor se mantuvo durante 15 d a una temperatura ambiente de -27-32 °C. Posteriormente, se inició la etapa experimental por carga.

## Evaluación del reactor RBC

El funcionamiento del reactor se evaluó en dos etapas bien diferenciadas, cada una de ellas correspondiente a los tiempos de retención hidráulico (TRH) de 48 (etapa 1) y 24 h (etapa 2). Ambas etapas se extendieron hasta lograr la estabilidad de los parámetros monitoreados, lo cual fue de 48 d en la primera y 80 d en la segunda, para un tiempo total de experimentación de 128 d.

## Análisis de parámetros fisicoquímicos

Con la finalidad de comprender y calibrar el desempeño del reactor durante la etapa experimental, se cuantificaron los parámetros fisicoquímicos a las muestras captadas a la entrada y salida del RBC. En este sentido, se evaluaron los parámetros: pH, alcalinidad total, potencial redox, conductividad eléctrica, salinidad, demanda química de oxígeno total (DQOt), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos disueltos totales (SDT), amonio, ortofosfato, sulfatos y cloruros, según metodología estándar (APHA, AWWA y WEF, 2005).

## Análisis estadístico de datos

Se utilizó el programa SPSS 10.0 para Windows; con éste se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, con la finalidad de estimar las diferencias significativas entre las dos etapas experimentales (TRH de 48 y 24 h), en cuanto a la calidad del efluente tratado. Antes de realizar el ANOVA se comprobaron, tanto la homogeneidad de las varianzas (Test de Bartlett), como la distribución normal de los residuos (Test de Kolmogorov-Smirnov).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Todos los parámetros determinados al efluente crudo de procesamiento de pescado, se encontraron fuera de los límites permisibles establecidos en la norma de calidad de agua para descarga al sistema de alcantarillado

(NCADE, 2008). Estas características permitieron describir a este tipo de efluente, como un residuo líquido no apto para su descarga a un cuerpo de agua receptor y evidentemente tampoco al sistema de alcantarillado público (Tabla 1). Es necesario establecer y aplicar tecnologías de tratamiento que disminuyan estos valores y, por ende, evitar el impacto ambiental ocasionado por la inadecuada disposición final de estos residuos líquidos.

**Tabla 1.** Caracterización inicial del efluente de procesamiento de pescado y límites de descarga permisibles al sistema de alcantarillado público (media aritmética (X), desviación estándar (DE) y coeficiente de variación (cv).

Parámetro	X ± DE	cv (%)	Límites de descarga*
pH (unidades)	7,4±0,4	5,5	5 a 9
Alcalinidad total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	2.943,1±197,3	6,7	-
DQOt (mg/L)	16.350,3 ±70,7	0,4	500
Salinidad (mg/L)	14.000,5±0,1	0,9	-
Potencial redox (mV)	-15,3± 0,6	3,7	-
Conductividad eléctrica (mS/cm)	25,2±0,1	0,6	-
Nitritos (mg/L)	0,1±0,0	11,8	-
Amonio (mg/L)	200,0±7,1	3,5	-
Cloruros (mg/L)	4.998,5±70,7	1,4	-
Sulfatos (mg/L)	986,3±42,4	4,3	400
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> (mg/L)	106,3±1,1	1,0	15 (P total)
Sólidos disueltos totales (mg/L)	1.2550,4±70,7	0,6	-
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	1.862,5±353,5	19,0	220
Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	1.368,8±97,2	7,1	-
Coliformes totales (NMP/100 mL)	≥3x10 <sup>6</sup>	-	-
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	≥3x10 <sup>6</sup>	-	3000

(n=3) \*NCADE. Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua, anexo 1, República de Ecuador 2008.

La composición fisicoquímica del efluente industrial usado en el presente estudio, resultó comparable a la presentada

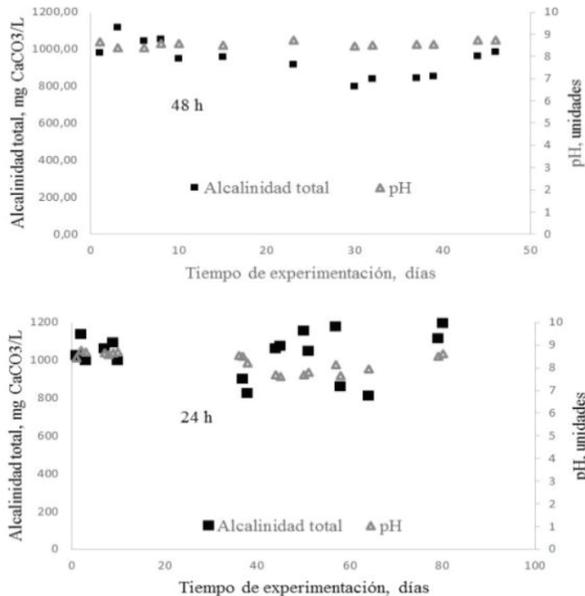
en otras investigaciones, con el mismo tipo de efluente (Aloui, Khoufi, Loukil y Sayadi, 2009).

Al final de la etapa de aclimatación se logró formar la biopelícula con una distribución uniforme en la superficie de los discos, tornándose de un color beige-dorado hasta el final del tratamiento. Behling *et al.* (2005), reportaron formación de biopelícula con las mismas características de color, infiriendo un crecimiento saludable de la biomasa para un efluente sintético con fenol y glucosa como única fuente de carbono.

## PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

### pH y alcalinidad total

Los valores medios de pH, en ambas etapas de experimentación (48 y 24 h), fueron de  $8,5 \pm 0,1$  y  $8,3 \pm 0,4$  unidades, mientras que la alcalinidad total estuvo en  $881,4 \pm 274,9$  y  $1.031,5 \pm 206,1$  mgCaCO<sub>3</sub>/L, respectivamente. La Figura 2 muestra el desempeño del pH y la alcalinidad total a lo largo de todo el proceso a la salida del reactor biológico durante las dos etapas de experimentación.



**Figura 2.** Desempeño del pH y la alcalinidad total del efluente de procesamiento de pescado a la salida del tratamiento biológico durante ambas etapas de experimentación

En ambas etapas, los valores de pH se mantuvieron en un rango comprendido entre 7,5 y 8,5 unidades, con menos dispersión de los valores durante la primera etapa (TRH=48 h).

La norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes, recurso agua en Ecuador, establece un rango de 6-9 unidades de pH (NCADE 2008); (Rosado y Castro, 2011).

La alcalinidad total en la muestra de entrada al reactor fue en promedio de  $2.943,0 \pm 197,3$  mgCaCO<sub>3</sub>/L. Sin embargo, durante el tratamiento biológico para ambas etapas de experimentación dentro del reactor se mantuvo por debajo de este valor, reportando un rango entre 800 a 1.200 mgCaCO<sub>3</sub>/L, lo cual permite que el pH se mantenga dentro de los valores necesarios para una actividad microbiana eficiente (pH entre 5 y 9). Caldera, Madueño, Griborio, Gutiérrez y Fernández, (2003), indicaron que debe existir suficiente alcalinidad en los sistemas biológicos para amortiguar las variaciones del pH y mantener el funcionamiento óptimo del proceso. De igual forma, la condición de estabilidad de este parámetro es evidente en el transcurso de la primera etapa de experimentación (48 h). Se estima que la variación en los valores de pH registrados en la segunda etapa (24 h), se deba precisamente a la variación en los valores de alcalinidad total.

La disminución de la alcalinidad total a la salida del reactor pudo suceder debido a la transformación del ión bicarbonato a dióxido de carbono. Díaz *et al.* (2010), Caldera *et al.* (2003) y Carrasquero *et al.* (2014), indicaron que la disminución de la alcalinidad en sistemas de lodos activados se ha relacionado con las reacciones biológicas que ocurren en los reactores a causa de la producción de CO<sub>2</sub>. La alcalinidad está directamente relacionada con la eliminación de nitrógeno. En el proceso de nitrificación, 7,14 g de alcalinidad son consumidos por cada gramo de nitrógeno oxidado, mientras que, en la desnitrificación 3,57 g de alcalinidad son generados por cada gramo de nitrógeno reducido (Abril y Frankignoulle, 2001). Una evidencia de esta relación entre la alcalinidad y los procesos de nitrificación y desnitrificación, se observó en los valores obtenidos para amonio y nitrito reportados en el siguiente aparte:

La alcalinidad en aguas naturales generalmente se debe a la existencia de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, siendo estas especies iónicas importantes cuando hay gran actividad fotosintética de algas o cuando hay descargas industriales en un cuerpo de agua. No obstante, la presencia de algunas sales de ácidos débiles como boratos, silicatos, nitratos y fosfatos puede también contribuir a la alcalinidad. Estos iones negativos en solución están comúnmente asociados con iones positivos como calcio, magnesio, potasio, sodio, entre otros. Los elevados niveles de alcalinidad indican con frecuencia un residuo industrial fuertemente alcalino (Margalef, 1993).

## Ortofosfato y nitrógeno

La Tabla 2 muestra los valores promedio y desviaciones estándares de los parámetros químicos y biológicos analizados a la entrada y la salida de la operación. Se obtuvo una eficiencia de remoción de ortofosfato ( $P-PO_4^{-3}$ ) de 57,2% (n=24) para la primera etapa y 66,1% (n=32), para la segunda etapa. Muthukumaran y Baskaran (2013), reportaron una eficiencia de remoción de P-total de 94% en una planta de procesamiento biológico ubicada

en el estado de Victoria (Australia), cuando se realizó el tratamiento del efluente de una industria procesadora de pescado, cumpliendo con los límites de descarga requeridos. Los resultados indicaron la tendencia del incremento en la remoción de fósforo total a menor TRH. Behling, Marín, Weffer, Rincón y Colina, (2012), reportaron valores de remoción desde 79 hasta 89%, utilizando un sistema combinado UASB+RBC en el tratamiento de un efluente sintético con fenol.

**Tabla 2.** Valores medios y desviaciones estándares de los parámetros químicos analizados durante la biodegradación aeróbica del efluente resultante del procesamiento de pescado en reactores por carga RBC.

Etapa	P- $PO_4^{-3}$ (mg/L)	Amonio (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	DQOt (mg/L)
*I						
E	106,3±1,1	200,0±7,1	1001,3±21,2	1.862,5±353,5	1.368,8 ±97,2	16.350,4 ±70,7
S	45,5±16,6	74,8±50,0	589,8± 204,3	2.201,6±1.749,2	1.457,9±1.139,7	3.271,7±1.002,1
**II						
E	101,2±53,2	749,4±54,9	986,3±42,3	1.620,3±141,4	1.220,1±56,6	9.463,3±3.268,6
S	34,3±12,8	559,0±241,0	635,5±230,0	1.072,1±109,3	662,8±127,6	4.956,6±1.346,9

E: entrada, S: salida, \* TRH=48 h; \*\*TRH=24 h

El contenido de amonio disminuyó, reportando eficiencias de remoción en la primera etapa de 62,6% para un TRH de 48 h (n=11) y 25,4% para la segunda etapa con un TRH de 24 h (n=19). Al igual que en este estudio, Carrasquero *et al.* (2014) encontraron mayor eficiencia de remoción de  $N-NH_4^+$  a mayor TRH (81%). Se infiere que la variación y los valores de remoción obtenidos se deban a la compleja composición del efluente del procesamiento de pescado. En el proceso de evisceración y cocción de pescado, se generan residuales con alto contenido de DQO, nutrientes, aceites y grasas (Aguiar y Sant, 1988); (Méndez *et al.* 1992).

El nivel de DQO soluble y de SST varía en gran medida entre la fábrica y el tipo de pescado procesado (Chowdhury *et al.*, 2010). Se ha reportado la remoción de amonio en efluentes con una baja relación C/N, como los de industrias de conservas de pescado. Se han encontrado remociones de N entre 35% y 90% para efluentes de una fábrica de conservas de pescado en un reactor por carga secuencial (SBR, según sus siglas en inglés), las cuales resultan comparables a las obtenidas en el presente estudio para el contenido de amonio (Marín, Chinga, Velásquez, González y Zambrano, 2015).

El ANOVA mostró que el amonio fue el único parámetro con diferencias significativas ( $p<0,05$ ) entre las dos etapas experimentales, por lo tanto, se recomienda el TRH de 24 h para el tratamiento de este efluente bajo las condiciones descritas, considerando que se puede tratar un mayor volumen de efluente en menor tiempo.

### Sólidos suspendidos totales y volátiles

Con respecto a los SST y SSV no hubo remoción en la primera etapa experimental, reportándose incluso un incremento en los valores promedios de estos sólidos. Se observó, durante esta etapa, gran frecuencia en el desprendimiento de la biomasa adherida a los discos, causado por el roce o fuerzas cortantes entre los discos y el agua residual (Spengel y Dzombak, 1991). Un tal desasimio también suele ocurrir como resultado de un aumento en el espesor de la biopelícula, sobre todo en los cinco primeros discos del RBC. Este crecimiento puede continuar hasta llegar un momento donde las capas más profundas no reciben más oxígeno o sustrato, produciéndose entonces el desprendimiento de la capa bacteriana. El diámetro y giro de los discos son factores que influyen en el

fenómeno en el que se suelta la biopelícula (Romero, 2001). Se hace necesario monitorear minuciosamente el contenido de sólidos en el efluente final para verificar la necesidad de colocar un sistema de sedimentación secundaria a la salida del reactor RBC, tal como lo recomienda la literatura (Romero, 2001).

En la segunda etapa del proceso, y sin evidencias de desprendimiento de la biomasa, hubo una remoción de los sólidos de 33,8 y 45,7% (n=7), para los SST y SSV respectivamente. La relación SSV/SST, durante la primera etapa de experimentación, fue de 73,5% mientras que para la segunda etapa fue de 75,3%. Se observó que más del 70% de los SST correspondieron a SSV. Spengel y Dzombak (1991), reportaron una relación de SSV/SST superior al 93% y concluyeron que este alto porcentaje es producto de la biomasa desprendida.

### **Sólidos disueltos totales, cloruros y sulfatos**

El desempeño de los SDT en la primera etapa de experimentación se incrementó a la salida del reactor al igual que los SST y los SSV; mientras que en la segunda etapa (TRH=24) hubo una remoción de 11,8%, reportándose un valor promedio de entrada de 27.405,6±22.241,6 mg/L y un valor promedio de salida de 24.182,2±9.775,2 mg/L. Estos valores elevados en los SDT, guardan relación con los valores de cloruros, cuya remoción fue casi nula, obteniéndose valores en el efluente de salida durante la primera etapa de 5.914,14±652,8 mgCl/L y 8.255,36±2.919,6 mgCl/L en la segunda etapa.

Con respecto al contenido de sulfato, hubo remoción en ambas etapas del tratamiento. Los valores promedio de sulfato residual obtenido a la salida del reactor RBC en la primera y segunda etapa de la investigación fueron de 589,8±204,3 y 635,5±230,0 mgSO<sub>4</sub><sup>-2</sup>/L respectivamente. Estos datos corresponden a una remoción de 41,1% para el tratamiento efectuado en un tiempo de experimentación de 48 horas (n=18) y 35,5%, para un tiempo de operación de 24 h (n=20). Es evidente la relación entre el TRH y la eficiencia de remoción para este anión bajo las condiciones experimentales establecidas; ambos se incrementaron.

El límite permisible establecido para descargas de sulfatos al sistema de alcantarillado es de 400 mgSO<sub>4</sub><sup>-2</sup>/L, por lo tanto, los valores residuales promedio de sulfatos se encuentran ligeramente por encima de los límites permisibles de la normativa ecuatoriana (NCADE, 2008).

### **Potencial redox, conductividad eléctrica y salinidad**

El sistema de tratamiento operó bajo condiciones de salinidad y conductividad elevadas e inclusive, en algunos casos, se reportaron valores por encima a los cuantificados en el efluente de entrada. La conductividad a la salida del tratamiento, para la primera y segunda etapa, fue de 40 y 63 mS/cm, respectivamente. La salinidad se incrementó a 15.406 mg/L en la primera etapa y 26.952 mg/L en la segunda.

La presencia de iones Na<sup>+</sup>, debido a la adición de NaCl durante el proceso de conservación del producto, constituye un factor que aumenta la salinidad en estos efluentes, en los que se ha reportado que el efecto de la salinidad puede ser compensado utilizando inóculos marinos (Chowdhury *et al.* 2010), por lo que se infiere que la etapa de aclimatación fue determinante para que el SBR operara de manera eficiente aún con valores elevados de salinidad.

El valor promedio del potencial redox a la entrada del tratamiento fue de -15,3 mV, mientras que a la salida se obtuvo en un rango que va desde -80 hasta -100 mV. Un efluente con un elevado potencial redox, contiene compuestos en estado oxidado como Fe y Mn en sus estados superiores de oxidación, sulfatos, nitratos y materia orgánica, estando, en general, fuertemente mineralizada. Por el contrario, un agua con bajo potencial redox contendrá abundantes compuestos en estado reducido, poco oxígeno y presencia de sulfuros, amoníaco y materia orgánica difícilmente mineralizable (Marín, 2003).

### **Materia orgánica**

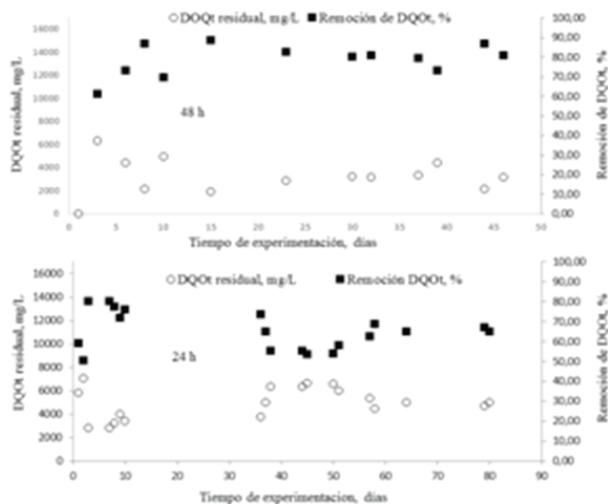
Las variaciones en la concentración de materia orgánica residual, fueron medidas como DQOt. Estos valores conjuntamente con los porcentajes de remoción, se muestran en la Figura 3 para ambas etapas de experimentación.

A lo largo de la primera etapa, se obtuvo un promedio de eficiencia de remoción total de DQOt de 79,9%, llegando hasta un máximo de 88,4%. La eficiencia de remoción para la segunda etapa de experimentación fue de 47,6% con un valor máximo de 80,1%. Esta tendencia coincide con otras investigaciones que han reportado mejores eficiencias de remoción de DQOt a medida que los TRH de los tratamientos aeróbicos son mayores (Chiu-Yue, 1990).

Los valores anteriores se encuentran ligeramente por debajo de los reportados por otros investigadores cuya complejidad en los efluentes puede acercarse a los tratados en este estudio (Carrasquero *et al.*, 2014). Marín *et al.*

(2015), en el trabajo sobre tratamiento de efluentes del procesamiento de pescado, reportaron remociones de DQOt entre 34,7 y 43,8%, valores por debajo a los obtenidos en esta investigación.

En términos generales, la remoción de DQOt en la primera etapa, supera en promedio el 60% de eficiencia, lo cual constituye un buen desempeño del reactor, considerando la descarga directa del efluente al reactor, sin diluciones previas y su complejidad con respecto al elevado contenido de DQO, nutrientes, aceites, grasas y alto nivel salino (Méndez *et al.*, 1992).



**Figura 3.** Variación de la DQOt residual y eficiencia de remoción de materia orgánica total, en ambas etapas del tratamiento de efluentes del procesamiento de pescado en un reactor biológico rotativo de contacto

Aun cuando el porcentaje de remoción supera el 60% (TRH=48 h), los valores promedios de DQOt, a la salida del reactor RBC, para la primera y segunda etapa fueron de 3.271,7±1.002,1 y 4.956,6±1.346,9 mg/L, respectivamente. Estos valores aún no cumplen con los límites máximos permisible para la descarga en cuerpos de aguas receptores ni alcantarillados, por lo que se hace necesario realizar un post-tratamiento del efluente para lograr ajustarlos a niveles establecidos en la normativa ecuatoriana ambiental vigente.

## CONCLUSIONES

El tratamiento aplicado al efluente industrial obtenido en el procesamiento de pescado, utilizando un RBC, permitió la remoción de materia orgánica (DQOt), a diferentes tiempos de operación. Las condiciones experimentales establecidas, permitieron un crecimiento significativo de la biopelícula, manteniendo una población microbiana activa durante

todos los ensayos.

El aumento en el TRH conllevó a mejorar la eficiencia de desprendimiento de materia orgánica (DQOt). Durante un TRH de 48 h se obtuvo un 79,9% de eficiencia, lo que implica un elevado grado de biodegradación, considerando las características complejas de este tipo de efluente. La eficiencia de remoción del reactor aplicando un THR de 24 h fue de 47,6%.

Se obtuvo una buena remoción de especies químicas específicas como sulfatos, amonio y ortofosfato(P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>). Los reactores RBC son una alternativa viable para el tratamiento de efluentes generados en industrias procesadoras de pescado.

## RECOMENDACIONES

El efluente tratado requiere de la aplicación de un post-tratamiento, para reducir los contenidos remanentes de materia orgánica, nutrientes, sólidos y sulfatos hasta los límites permisibles de descarga establecidos en la normativa de la República de Ecuador.

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue cofinanciada por la Secretaría Nacional de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación de Ecuador (SENESCYT); mediante el Proyecto PROMETEO. La Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo de Ecuador (SENPLADES) y la Universidad Laica “Eloy Alfaro” de Manabí (ULEAM). Los autores desean expresar su agradecimiento al Centro de Servicio para el Control de la Calidad (CESECCA) de la Facultad de Ingeniería Industrial-ULEAM, así como a TECOPESCA por el suministro del efluente industrial.

## REFERENCIAS

- ABRIL, G. & FRANKIGNOULLE, M. (2001). Nitrogen-Alkalinity Interactions in the Highly Polluted Scheldt Basin. *Water Research* 35(3); pp. 844-850.
- AGUIAR, A. & SANT, G. (1988). Liquid Effluents of the Fish Canning Industries of Rio de Janeiro State: Treatment Alternatives. *Environmental Technology Letter* 9 ; pp. 421-428.
- ALLOUI, F., KHOUFI, S., LOUKIL, S, SAYADI, S. (2009). Performances of an Activated Sludge Process for the Treatment of Fish Processing Saline Wastewater. *Desalination* 246; pp. 389-396.

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th Edition. American Public Health Association. Washington, D. C. USA.
- BEHLING, E., WEFER, G., MARÍN, J. C., COLINA, G., RINCÓN, N., DÍAZ, A., FERNÁNDEZ, N. (2005). Tratamiento de un efluente sintético de glucosa y fenol en un reactor biológico rotativo de contacto. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* 39(3); pp. 277-292.
- BEHLING, E., RINCÓN, N., DÍAZ, A., MARÍN, J., COLINA, G., FERNÁNDEZ, N. (2008). Tratamiento biológico de aguas residuales industriales: efluente camarónero en reactores RBC. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas* 42(2), pp. 243-254.
- BEHLING, E., MARÍN, J. C., WEFER, G., RINCÓN, N., COLINA, G. (2012). Biodegradación de fenol en un sistema de tratamiento combinado UASB+RBC. *Revista de la Universidad del Zulia 3 Época* 3(5); pp. 61-81.
- CALDERA, Y., MADUEÑO, P., GRIBORIO, A., GUTIÉRREZ, E., FERNÁNDEZ, N. (2003). Efecto del tiempo de retención hidráulica en el funcionamiento de un reactor UASB tratando efluentes cárnicos. *Multiciencias* 3(1); 33-40.
- CARRASQUERO, S., MATOS, E., SARAS, F., PIRE, M., COLINA, G., DÍAZ, A. (2014). Evaluación de la eficiencia de un reactor por carga secuencial tratando aguas residuales provenientes de un matadero de reses. *Revista de la Facultad de Ingeniería UCV* 29(3); pp. 7-16.
- CHAN, Y. J., CHONG, M. F., LAW, C. L., HASSELL, D. G. (2009). A Review on Anaerobic–Aerobic Treatment of Industrial and Municipal Wastewater. *Chemical Engineering Journal* 155; 1-18.
- CHIU-YUE L. (1990). Anaerobic Treatment of Pesticide-Plant Wastewater. *Biological Wastes* 34(4); pp. 301-311.
- CHOWDHURY, P., VIRARAGHAVAN, T., SRINIVASAN, A. (2010). Biological Treatment Processes for Fish Processing Wastewater – A review. *Bioresource Technology* 101; pp. 439-449.
- DÍAZ, A., FERRER, P., MAZZOLO, E., FERRER, M., RINCÓN, N., COLINA, G. (2010). Remoción simultánea de nitrógeno, DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería de LUZ* 33(3); pp. 205-212.
- GONÇALVES, A., OLIVEIRA, M., MITTERER, M. L., QUEIROZ, M. I. (2011). Fish Processing Wastewater Treatment by Combined Biological and Chemical Processes Aiming at Water Reuse. *Desalination and Water Treatment* 29(1-3); pp. 196-202.
- GRIFFIN, P. & FINDLAY, G. E. (2000). Process and Engineering Improvements to Rotating Biological Desing. *Wat. Sci. Tech.* 41(1); pp. 137-144.
- MARGALEF, R. (1993). *Limnología. Teoría de los ecosistemas ecológicos*. Publicaciones Universitarias de Barcelona. Barcelona. 832 p.
- MARÍN, R. (2003). *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos*. Ediciones Díaz de Santos S. A. Madrid. 311 p.
- MARÍN J., CHINGA C., VELÁSQUEZ A., GONZÁLEZ P., ZAMBRANO L. (2015). Tratamiento de aguas residuales de una industria procesadora de pescado en reactores anaeróbicos discontinuos. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25 (1), pp. 27-42.
- MBA, D., BANNISTER R., FINDLAY, G. (1999). Mechanical Redesign of the Rotating Biological Contactor. *Wat. Res.* 33; pp. 3679-3688.
- MÉNDEZ, R., OMIL, F., SOTO, M., LEMA, J. M. (1992). Pilot Plant Studies on the Anaerobic Treatment of Different Wastewater from a Fish-Canning Factory. *Water, Science and Technology* 25(1); pp. 37-44.
- MUTHUKUMARAN, S. & BASKARAN, K. (2013). Organic and Nutrient Reduction in a Fish Processing Facility – a Case Study. *International Biodeterioration & Biodegradation* 85; pp. 563-570.
- NCADE. (2008). *Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua. Anexo 1*. Presidencia de la República de Ecuador. pp. 286-340.
- ROMERO, J. (2001). *Tratamiento de aguas residuales*. Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia. 1232 p.
- ROSADO J. & CASTRO, F. (2011). *Comportamiento de las variables fisicoquímicas en los diferentes recursos hídricos del departamento de la Guajira*. 1ra edición. Colombia. 265 p.

- SPENGL, D. & DZOMBAK, D. (1991). Treatment of Landfill Leachate with Rotating Biological Contactors: Bench – Scale Experiments. *Research Journal WPCF* 63(7); pp. 971-980.
- SPONZA, D. T. & ULUKÖY, A. (2005). Treatment of 2,4-dichlorophenol (DCP) in a Sequential Anaerobic (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) Aerobic (Completely Stirred Tank) Reactor System. *Process Biochemistry* 40; pp. 3419-3428.
- TAY, J. H., SHOW, K. Y., HUNG, Y. T. (2006). *Seafood Processing Wastewater Treatment. Chapter 2*. Taylor & Francis Group, LLC. pp. 29-66.
- TYAGI, F., TRAN, Y, CHOWDHURY, A. (1993). Biodegradation of Petroleum Refinery Wastewater in a Modified Rotating Biological Contactor with Polyurethane Foam Attached to the Disks. *Wat. Res.* 27(1); pp. 9-99.

