

# BOLETÍN DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

<b>CALIDAD Y ACTIVIDAD ANTIOXIDANTE EN FRUTOS DE FRESA (FRAGARIA X ANANASSA DUCH) CULTIVAR CHANDLER EN DOS LOCALIDADES DEL ESTADO LARA</b> María Pérez de Camacaro, Maritza Ojeda, Norca Mogollón y Aracelis Giménez.....	6
<b>NOVITATES AGROSTOLOGICAE, V. GENERIC MERGERS IN THE TRIBE OLYREAE (INGLÉS)</b> José Grande.....	19
<b>BIODEGRADACIÓN AERÓBICA DE EFLUENTES DEL PROCESAMIENTO DE PESCADO EN REACTORES POR CARGA</b> Julio César Marín, Abrahan Velásquez, Carlos Chinga, Ever Vizueta y Robert Mero	44
Revisión <b>AVANCES EN LAS INVESTIGACIONES GENÉTICAS DE ALOE VERA (L.) BURM.F.</b> Tamara Molero y Maribel Viloria.....	63
<b>INSTRUCCIONES A LOS AUTORES.....</b>	82

Vol.50, Nº 1, Abril 2016

UNA REVISTA INTERNACIONAL DE BIOLOGÍA  
PUBLICADA POR LA  
UNIVERSIDAD DEL ZULIA, MARACAIBO, VENEZUELA



# Biodegradación aeróbica de efluentes del procesamiento de pescado en reactores por carga

Julio César Marín<sup>1,2</sup>, Abrahan Velásquez<sup>1</sup>, Carlos Chinga<sup>1</sup>, Ever Vizueta<sup>1</sup> y Robert Mero<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento Central de Investigación (DCI), Universidad Laica “Eloy Alfaro” de Manabí (ULEAM), Manta, Provincia de Manabí, Ecuador

<sup>2</sup>Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA), Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia, Apartado postal 526, Maracaibo 4001-A, Estado Zulia, Venezuela

jmarin@fing.luz.edu.ve

---

## Resumen

Los efluentes originados durante el procesamiento de pescado y otros recursos marinos están caracterizados por una alta demanda bioquímica ( $DBO_{5,20}$ ) y química (DQO) de oxígeno, así como por niveles elevados de salinidad, sólidos, aceites y grasas, nitrógeno y fósforo, lo cual puede provocar un alto impacto sobre los ecosistemas receptores si no se realizan las operaciones de tratamiento requeridas. En este sentido, en el presente trabajo se evaluó la biodegradación aeróbica de efluentes resultantes del procesamiento de pescado de una industria de la ciudad de Manta (Ecuador), determinando la remoción del contenido orgánico y de nutrientes. Los ensayos de laboratorio se realizaron en reactores por carga en tres etapas, que incluyeron proporciones de efluente de 33, 66 y 100 % (etapas I, II y III, respectivamente). La caracterización fisicoquímica y microbiológica del efluente inicial y tratado se estableció en base a métodos estándares. Los resultados mostraron la alta capacidad del sistema aeróbico para la biodegradación de materia orgánica ( $85,4 \pm 3,4$ ;  $93,2 \pm 1,3$  y  $94,2 \pm 2,1\%$  como  $DBO_{5,20}$  y de  $82,0 \pm 5,3$ ;  $90,8 \pm 2,6$  y  $92,7 \pm 0,6\%$  como DQO), amonio ( $45,3 \pm 4,6$ ;  $75,3 \pm 3,7$  y  $82,3 \pm 2,2\%$ ), nitrógeno total Kjeldahl ( $70,6 \pm 4,3$ ;  $81,6 \pm 2,3$  y  $83,2 \pm 2,3\%$ ), ortofosfato ( $24,1 \pm 5,2$ ;  $35,5 \pm 5,5$  y  $42,4 \pm 2,7\%$ ), así como de sólidos y bacterias coliformes, para las etapas I, II y III, respectivamente. El efluente tratado cumplió con la norma ambiental ecuatoriana para la descarga a agua de mar y alcantarillado en cuanto al contenido de materia orgánica, pero requiriendo un postratamiento de desinfección para adecuar los niveles de bacterias coliformes.

**Palabras clave:** Biodegradación aeróbica; efluente de pescado; efluente industrial; reactores por carga; tratamiento biológico.

## Aerobic biodegradation of fish processing effluents in batch reactors

---

### Abstract

The effluents generated during the fish processing and other marine resources, are characterized by high biochemical ( $BOD_{5,20}$ ) and chemical (COD) oxygen demand, as well as high levels of salinity, solids, oil and grease, nitrogen and phosphorus, originating a great impact on receptor ecosystems, if required processing operations are not performed. In this sense, the aerobic biodegradation of effluents from a fish processing industry of Manta city (Ecuador), by determining of organic content and nutrient removal was assessed in this work. Laboratory tests were carried out in batch reactors in three steps, involving effluent ratios 33, 66 and 100% (stages I, II and III, respectively). The physicochemical and microbiological characterization initial and treated effluent was established based on standard methods. The results showed high capacity aerobic system for organic matter biodegradation ( $85.4 \pm 3.4$ ,  $93.2 \pm 1.3$  and  $94.2 \pm 2.1\%$  as  $BOD_{5,20}$  and  $82.0 \pm 5.3$ ,  $90.8 \pm 2.6$  and  $92.7 \pm 0.6\%$  as COD), ammonia ( $45.3 \pm 4.6$ ,  $75.3 \pm 3.7$  and  $82.3 \pm 2.2\%$ ), total Kjeldahl nitrogen ( $70.6 \pm 4.3$ ,  $81.6 \pm 2.3$  and  $83.2 \pm 2.3\%$ ), orthophosphate ( $24.1 \pm 5.2$ ,  $35.5 \pm 5.5$  and  $42.4 \pm 2.7\%$ ), solids and coliform bacteria, to the I, II and III stages, respectively. The treated effluent complied with Ecuadorian environmental standard for discharge to sea water and sewers regarding the organic matter content, but requiring disinfection post-treatment to bring the coliform bacteria levels.

**Key words:** Aerobic biodegradation; batch reactor; biological treatment; fish processing effluent; industrial effluent.

### Introducción

El consumo mundial de pescado se ha intensificado en los últimos años, y se prevé que esta tendencia continúe en el futuro, como resultado del aumento de la densidad poblacional en el planeta (Delgado *et al.* 2003, Chowdhury *et al.* 2010).

El procesamiento de los recursos ictiológicos puede involucrar, entre otras, las etapas de salado, fileteado, congelación, secado, fermentación, envasado y ahumado (Palenzuela-Rollon 1999), produciendo aguas residuales que contienen contaminantes orgánicos en forma soluble, coloidal y particulada.

Dependiendo de la operación en particular, el grado de contaminación puede ser pequeño (Ej. operaciones de lavado), suave (Ej. fileteado de pescado), o pesado (Ej. agua-sangre drenada de los tanques de almacenamiento de pescado) (Chowdhury *et al.* 2010). Así, la composición de estos efluentes depende en gran

medida de la gestión de la industria y del tipo de pescado procesado, pero por lo general están caracterizados por su alta demanda bioquímica (DBO) y química (DQO) de oxígeno, niveles elevados de salinidad, de sólidos, aceites y grasas, así como de nitrógeno y fósforo (Méndez et al. 1992, Tay et al. 2006, Arvanitoyannis y Kassaveti 2008, Chowdhury et al. 2010, Gonçalves et al. 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, considerando 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 (Chang et al. 2009), reduciendo los costos de las tecnologías convencionales, con ninguna contaminación secundaria (Sponza y Uluköy 2005).

En los sistemas aeróbicos, los microorganismos heterótrofos utilizan el oxígeno para conducir la remoción de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y otros contaminantes en un solo paso. La conversión de los contaminantes en biomasa tiene el potencial para la generación de proteínas y lípidos unicelulares, que se pueden utilizar como materia prima para la alimentación animal y la industria de la bioenergía (Francisco et al. 2010, Zepka et al. 2010).

En la presente investigación se evaluó la biodegradación aeróbica de efluentes resultantes del procesamiento de pescado de una industria de la ciudad de Manta, principal puerto pesquero del Ecuador, con la finalidad de aportar información para el diseño de sistemas de tratamiento que garanticen la reducción del impacto ambiental ocasionado por su disposición inadecuada.

## **Materiales y métodos**

### **Efluente industrial**

El efluente industrial fue obtenido de una empresa comercializadora de pescado de la ciudad de Manta (Ecuador), la cual procesa aproximadamente 20 toneladas diarias de atún para la fabricación de conservas (atún en aceite vegetal) y empaques herméticos (sachés) (lomos de atún). Dicho efluente correspondió a la mezcla de los residuos líquidos de todos los procesos de la empresa (descongelamiento, limpieza, cocción, envasado, esterilización, entre otros), incluyendo las aguas residuales de los sanitarios, los cuales son almacenados en un tanque de estabilización antes de su incorporación al sistema de tratamiento público. Las muestras fueron recolectadas en recipientes plásticos de 20 L y transportadas al laboratorio, donde se mantuvieron a 4° C hasta su tratamiento.

## Reactores aeróbicos por carga

Se conformaron cuatro reactores en matraces Erlenmeyers de 1 L, conteniendo 20 % de lodo aeróbico y 80 % de efluente en tratamiento. El lodo fue obtenido de una planta de tratamiento de aireación extendida de una empresa procesadora de pescado de la localidad. Dos reactores fueron utilizados para el tratamiento de los efluentes industriales, mientras que los dos restantes sirvieron como controles, los cuales fueron alimentados con un efluente sintético que contenía glucosa como única fuente de carbono y energía (Chacín 1993).

El sistema de aireación de los reactores estuvo compuesto por una bomba de aire para peceras de dos salidas marca POWER™500 de 60 Hz y 5 W, a la cual se le acoplaron cuatro mangueras y piedras difusoras, para aplicar un volumen de aire de 250 mL/min en cada reactor. Estas unidades experimentales funcionaron de manera discontinua, con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 24 h, en condiciones mesofílicas. Antes de la toma de las muestras, los reactores se dejaron sedimentar por 30 min.

## Ensayos de biodegradabilidad

La biodegradabilidad de los efluentes de la industria procesadora de pescado se evaluó en tres etapas (Tabla 1), mediante dilución de los mismos con agua destilada, a fin de prevenir los choques orgánicos y el efecto de la salinidad sobre la comunidad microbiana del lodo (Aloui *et al.* 2009, Xiao y Roberts 2010, Yang *et al.* 2013). El contenido de glucosa en los reactores control también fue aumentado en las etapas, con la finalidad de asemejar su contenido orgánico a los reactores del tratamiento. Cada etapa experimental se extendió hasta observar una estabilidad en las concentraciones de DQO finales (efluente tratado), lo cual se logró aproximadamente a los 25 días de experimentación.

**Tabla 1.** Etapas de experimentación en los reactores aeróbicos por carga para el tratamiento de los efluentes de la industria procesadora de pescado

Etapa	Duración (días)	Tratamiento		Control
		Proporción de efluente industrial (%)	DQO del afluente (mg/L)	DQO teórica del afluente (mg glucosa / L)
I	25	33	659,09±14,85	1000
II	26	66	1741,66±32,26	2500
III	24	100	2423,42±34,15	5000

## Control y análisis del sistema experimental

La caracterización fisicoquímica y bacteriológica inicial del efluente de la industria procesadora de pescado, se realizó sobre alícuotas de las muestras transportadas al laboratorio, inmediatamente luego de su captación. Los parámetros analizados para el efluente inicial así como los monitoreados para establecer la calidad del efluente final, fueron los siguientes: pH, alcalinidad total, DBO<sub>5,20</sub>, DQO, nitrito, amonio, nitrógeno total Kjeldahl (NTK), ortofostato, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), bacterias coliformes totales (BCT) y fecales (BCF), de acuerdo con los métodos estándares (APHA et al. 2005). Todos los análisis fueron realizados sobre muestras filtradas (filtros de fibra de vidrio MERCK de 0,7 µm de tamaño de poro), con la finalidad de eliminar la interferencia debida a la presencia de sólidos suspendidos.

## Análisis estadístico

Se calcularon las medias aritméticas y la desviación estándar empleando el programa Microsoft Excel 2010 para Windows 7. Se utilizó el programa IBM SPSS Statistics Ver. 20, para realizar un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías, con la finalidad de determinar las diferencias significativas en los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos monitoreados, considerando el tipo de efluente (tratamiento vs. control) y las etapas de tratamiento (I, II y III).

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). Adicionalmente, se estableció un estudio de correlación de Pearson entre las diferentes variables dentro de los reactores, para conocer su intervención sobre la biodegradación de la materia orgánica, considerando  $n=75$ ,  $r_{\text{teórico}}=0,195$  ( $p<0,05$ ),  $r_{\text{teórico}}=0,274$  ( $p<0,01$ ).

## Resultados y discusión

### Caracterización del efluente industrial inicial

Los resultados de la caracterización fisicoquímica y bacteriológica inicial del efluente de la industria procesadora de pescado se muestran en la Tabla 2. La comparación con los límites máximos permisibles establecidos por la legislación ecuatoriana para la descarga a aguas marinas y al alcantarillado público, muestra que en particular las concentraciones de sulfato, DBO<sub>5,20</sub>, DQO, NTK, ortofostato, SST, aceites y grasas, y coliformes fecales, no cumplen con dicha norma (Libro VI, República de Ecuador 2008), lo cual justifica la necesidad de establecer alguna tecnología de tratamiento que minimice los impactos ambientales ocasionados por la inadecuada disposición de estos efluentes.

**Tabla 2.** Caracterización inicial del efluente resultante del procesamiento de pescado y límites máximos permisibles para descarga en la República de Ecuador.

Parámetro	X±DE	Límite descarga agua marina*	Límite descarga alcantarillado*
pH	7,41±0,52	6-9	5-9
Alcalinidad total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	1105,2±67,3	-	-
Conductividad eléctrica (mS/cm)	9,89±2,7	-	-
Potencial redox (mV)	-14,1±1,9	-	-
Oxígeno disuelto (mg/L)	1,92±0,33	-	-
Salinidad (mg/L)	5730,3±87,5	-	-
Cloruro (mg/L)	1620,7±84,7	-	-
Sulfato (mg/L)	1290,60±54,18	-	400
DBO <sub>5,20</sub> (mg/L)	2290,3±121,7	100	250
DQO (mg/L)	2565,6±237,2	250	500
Nitrito (mg/L)	0,39±0,02	-	-
Amonio (mg/L)	79,71±2,64	-	-
NTK (mg/L)	327,08±5,69	40	40
Ortofosfato (mg/L)	42,67±1,32	10 (P-total)	15 (P-total)
SDT (mg/L)	5070,4±93,2	-	-
SST (mg/L)	421,6±64,7	100	220
SSV (mg/L)	360,9±35,6	-	-
Aceites y grasas (mg/L)	6,49±1,07	0,3	100
Coliformes totales (NMP/100 mL)	≥ 1,60x10 <sup>7</sup>	-	-
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	≥ 1,60x10 <sup>7</sup>	3000	-
Heterótrofos (UFC/mL)	1,95x10 <sup>7</sup> ±7,50x10 <sup>5</sup>	-	-

n=6, X: media aritmética, DE: desviación estándar, \*: Libro VI Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua, Anexo 1, (Libro V, República de Ecuador 2008).

La relación  $DBO_{5,20}/DQO$  (factor de biodegradabilidad) del efluente de procesamiento de pescado fue de 0,89; indicando la naturaleza altamente biodegradable del mismo, y la factibilidad del tratamiento biológico para la remoción de la materia orgánica presente (Aloui et al. 2009).

La composición fisicoquímica del efluente industrial usado en el presente estudio, resultó comparable a la presentada en otras investigaciones como la de Aloui et al. (2009), quienes trabajaron con un efluente de una industria procesadora de pescado en Túnez, y cuyas concentraciones de  $DBO_5$ ,  $DQO$  y N-total fueron de  $1600\pm 200$  mg/L,  $3400\pm 300$  mg/L y  $335\pm 40$  mg/L, respectivamente.

Por su parte, Cristóvão et al. (2012) reportaron valores de pH,  $DBO_5$ ,  $DQO$ , P-total, N-total soluble, cloruro, SST y SSV de 6,9;  $1546\pm 97$  mg/L;  $1967\pm 26$  mg/L;  $31\pm 1$  mg/L,  $211\pm 12$  mg/L;  $1874\pm 6$  mg/L,  $324\pm 40$  mg/L y  $315\pm 44$  mg/L, respectivamente, para aguas de lavado de una industria de pescado enlatado en Portugal.

### **Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos durante el tratamiento**

Los valores de pH y alcalinidad total durante el tratamiento del efluente de la industria procesadora de pescado, mostraron variaciones dentro de los rangos considerados como adecuados para el crecimiento de microorganismos aerobios mesófilos (Aloui et al. 2009, Lee et al. 2010, Li-dong et al. 2012), con una relativa estabilidad durante las tres etapas experimentales (Fig. 1). Dichos valores fueron significativamente diferentes a los observados en los reactores control y entre las etapas experimentales ( $p < 0,0001$ ).

Las medias aritméticas para los valores de pH y de alcalinidad total en los reactores alimentados con efluente industrial, fueron de  $6,15\pm 0,20$ ;  $6,88\pm 0,72$  y  $6,76\pm 0,62$ ; y de  $69,2\pm 20,9$ ;  $121,9\pm 37,6$  y  $118,9\pm 43,9$  mgCaCO<sub>3</sub>/L, para las etapas I, II y III, respectivamente.

El descenso relativo de los valores de pH y alcalinidad total en los reactores control, durante la tercera etapa (efluente 100 %) (Fig. 1B), pudo estar relacionado con la acumulación de ácidos orgánicos resultantes del metabolismo microbiano, como consecuencia de bajas tensiones de oxígeno durante la fase de tratamiento (Takai et al. 1997, Lee et al. 2014). Además, durante el proceso de nitrificación se consume alcalinidad ( $7,1$  mgCaCO<sub>3</sub>/mgNH<sub>3</sub>) del seno del líquido en tratamiento (Cervantes-Carrillo et al. 2000, Sinha y Annachhatre 2007, Ge et al. 2015); proceso que se discutirá posteriormente.

El comportamiento del pH y de la alcalinidad total aseguró el desarrollo de una comunidad mixta de microorganismos en los reactores, capaces de utilizar la materia orgánica presente en el efluente como fuente de carbono y/o energía (Majumder y Gupta 2009), garantizando la efectividad del tratamiento biológico en cuanto a la remoción de materia orgánica.

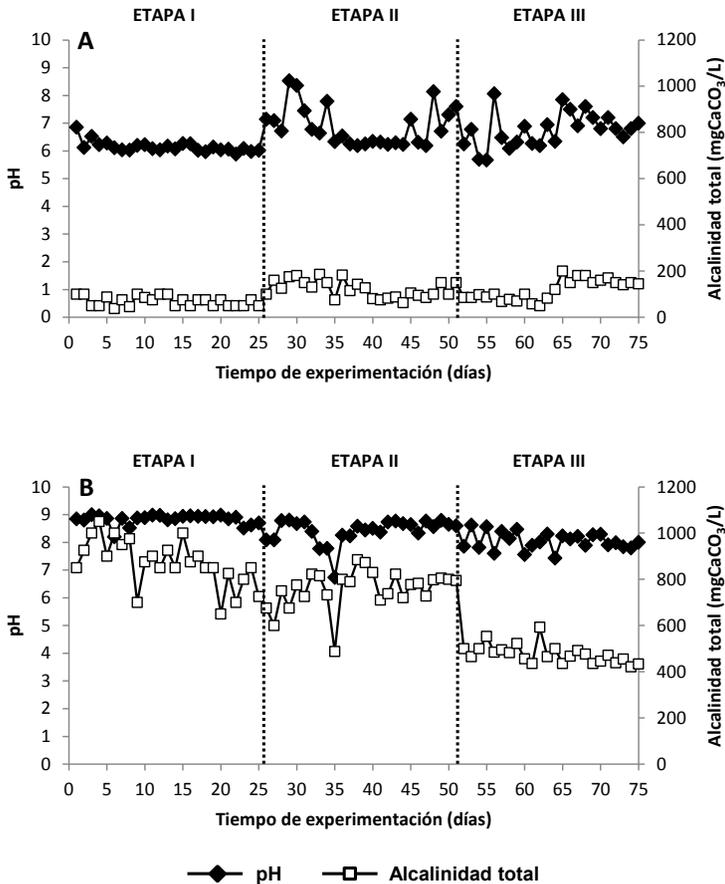


Figura 1. Variaciones de pH y alcalinidad total durante la biodegradación aeróbica del efluente resultante del procesamiento de pescado en reactores por carga. A) Efluente de pescado, B) Reactor control. Etapas: I: efluente 33 %, II: efluente 66 % y III: efluente 100 %.

Los valores de pH del efluente industrial tratado, estuvieron dentro del rango establecido por la normativa ecuatoriana para la descarga, tanto en agua marina como en la red de alcantarillado (Libro VI, República de Ecuador 2008). La norma no contempla límites permisibles de descarga para alcalinidad total.

La Tabla 3 muestra las concentraciones de ortofosfato obtenidas durante el tratamiento del efluente de pescado, bajo las condiciones de tratamiento establecidas. Estas concentraciones variaron entre 8,01 y 24,10 mg/L. Las medias aritméticas para las etapas experimentales I, II y III fueron las siguientes:  $8,85 \pm 0,56$ ;  $15,67 \pm 1,31$  y  $22,23 \pm 1,04$  mgPO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L, respectivamente.

**Tabla 3.** Valores medios y desviación estándar de los parámetros químicos analizados durante la biodegradación aeróbica del efluente resultante del procesamiento de pescado en reactores por carga.

Etapa	Ortofosfato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Amonio (mg/L)	NTK (mg/L)	DBO <sub>5,20</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)
I*	11,68	0,05	21,31	83,88	460,21	659,09
	±0,59	±0,02	±2,33	±2,76	±12,10	±14,85
	8,85	45,31	11,65	24,67	67,01	118,56
	±0,56	±4,32	±6,07	±3,57	±2,83	±33,49
II**	24,29	0,21	52,70	194,73	1220,36	1741,66
	±0,26	±0,08	±3,37	±3,01	±28,47	±32,26
	15,67	107,03	3,29	35,71	83,50	160,88
	±1,31	±10,23	±0,68	±4,28	±4,95	±45,79
III***	38,60	0,32	75,33	309,67	1690,41	2423,42
	±0,37	±0,09	±4,21	±5,75	±21,76	±34,15
	22,23	140,24	1,09	52,06	98,02	176,14
	±1,04	±28,20	±0,35	±6,86	±2,83	±14,87

E: entrada, S: salida, \*: n= 25, \*\*: n= 26, \*\*\*: n= 24.

Las variaciones de las concentraciones y de los porcentajes de remoción de ortofosfato, tanto para los reactores de tratamiento como los de control, se muestran en la Figura 2. Dichas variaciones mostraron diferencias altamente significativas ( $p < 0,0001$ ) para ambos tipos de efluente (industrial y glucosa), y con relación a las cargas aplicadas (etapas).

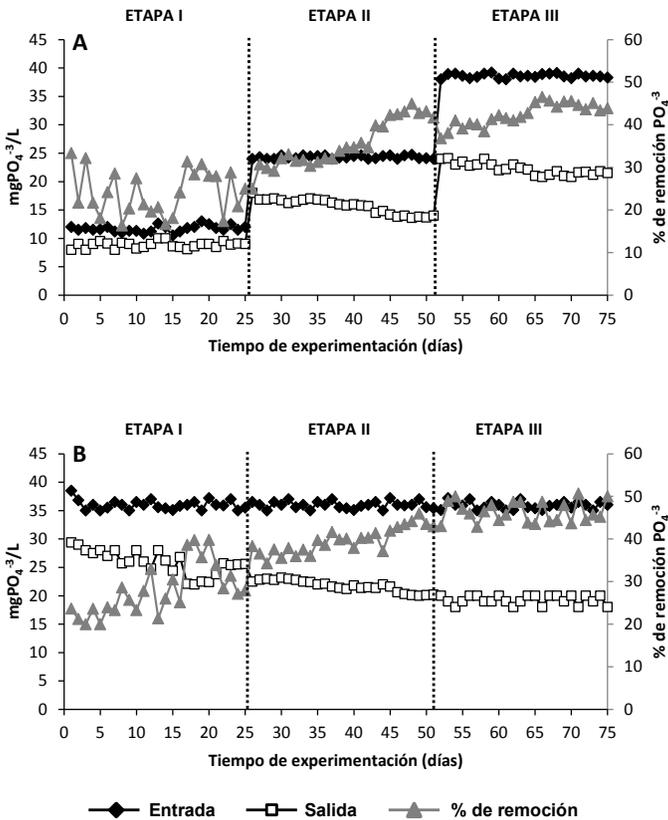


Figura 2. Variaciones de las concentraciones de ortofosfato durante la biodegradación aeróbica del efluente resultante del procesamiento de pescado en reactores por carga. A) Efluente de pescado, B) Reactor control. Etapas: I: efluente 33 %, II: efluente 66 % y III: efluente 100 %.

Para el efluente industrial, las concentraciones finales de  $\text{PO}_4^{3-}$  (salida), estuvieron relacionadas con las de alimentación (entrada), observándose un aumento conforme se incrementaba la proporción del efluente de pescado (desde la etapa I hasta la III), como resultado de la capacidad de absorción de ortofosfato por parte de la comunidad microbiana presente en los reactores.

La eliminación biológica de fósforo en los sistemas de tratamiento de aguas residuales es dependiente de la presencia de organismos acumuladores de polifosfatos (OAP), los cuales requieren de la alternancia de condiciones anaeróbicas/aeróbicas para favorecer la remoción efectiva de este nutriente (Mielczarek et al. 2013, Chen et al. 2013, 2014). Durante la fase anóxica, los OAP incorporan ácidos grasos volátiles y los almacenan como polihidroxialcanoatos (PHA). En la fase aeróbica posterior, los OAP absorben una cantidad excesiva de fosfatos, uti-

lizando los PHA almacenados como fuente de energía y de carbono (Smolders et al.1995). De esta manera, el lodo biológico generado, conduce a la eliminación de P de las aguas residuales.

Los porcentajes de remoción de ortofosfato en los reactores alimentados con el efluente industrial, fueron comparables a los de control (Tabla 4), indicando la naturaleza biodegradable del mismo y la presencia de formas de P asimilables por parte de los microorganismos del lodo biológico, a pesar de no existir alternancia de fases anaeróbicas/aeróbicas durante los ensayos. Estas remociones en el efluente industrial fueron de 24,1±5,2; 35,5±5,5 y 42,4±2,7%, para las etapas I, II y III, respectivamente.

**Tabla 4.** Porcentajes de remoción de materia orgánica y nutrientes durante la biodegradación aeróbica del efluente resultante del procesamiento de pescado en reactores por carga.

Etapa	Ortofosfato	Nitrito	Amonio	NTK	DBO <sub>5,20</sub>	DQO
Efluente de procesamiento de pescado						
I*	24,1±5,2	-	45,3±4,6	70,6±4,3	85,4±3,4	82,0±5,3
II**	35,5±5,5	-	75,3±3,7	81,6±2,3	93,2±1,3	90,8±2,6
III***	42,4±2,7	-	82,3±2,2	83,2±2,3	94,2±2,1	92,7±0,6
Reactor control						
I*	28,0±6,0	-	86,3±3,2	81,6±1,7	88,3±2,3	82,1±4,7
II**	39,7±3,0	-	90,3±2,9	85,1±2,6	95,2±1,4	93,6±0,9
III***	46,3±2,4	-	91,7±2,1	89,0±1,1	97,5±0,1	97,8±0,8

\*: n= 25, \*\*: n= 26, \*\*\*: n= 24, - : no hubo remoción.

Asimismo, Nguyen y Mai (2013), reportaron un porcentaje de remoción de PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> de 54,3 % en un sistema integrado a escala piloto (anaeróbico-anóxico-aeróbico)<sup>4</sup>, para el efluente de procesamiento de pescado en Vietnam que contenía 27 mg PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>/L; mientras que Riaño et al. (2011), utilizando fotobiorreactores inoculados con lodo aerobio y microalgas, para un contenido de fósforo soluble de 1,3±1,7 mg/L; en aguas residuales del procesamiento de pescado de Segovia (España), mostraron entre 34 y 42 % de remoción. Estos datos resultan comparables a los obtenidos en el presente estudio, y muestran la relativa alta eficiencia del tratamiento aeróbico para la eliminación de P soluble presente en este tipo de efluente industrial.

El contenido de ortofosfato del efluente resultante de la primera etapa experimental (8,85±0,56 mg/L, Tabla 3) (proporción de efluente 33 %), estuvo por debajo de los límites permisibles establecidos por la legislación ecuatoriana para su disposición en agua marina (10 mg P/L) y alcantarillado (15 mg P/L) (Libro VI, República de Ecuador 2008), sin embargo, dicha norma ambiental establece los valores en cuanto a P-total, lo cual quedaría por verificarse ya que en el presente estudio solo se cuantificaron las formas asimilables de P.

En cuanto a las formas de nitrógeno monitoreadas, en la Tabla 3 se muestran las concentraciones de nitrito, amonio y NTK obtenidas durante el tratamiento del efluente del procesamiento de pescado. Estas concentraciones estuvieron dentro de los rangos generales de 38,01-197,50; 0,44-18,90 y 17,42-67,62 mg/L, respectivamente.

El comportamiento de los valores de NTK exhibió cierta variabilidad con relación a la proporción de efluente aplicada (Fig. 3), siendo significativamente diferente ( $p < 0,0001$ ) con relación al tipo de efluente y las etapas experimentales. Las concentraciones finales de NTK en las etapas I y II (24,67±3,57 y 35,71±4,28 mg/L, respectivamente), cumplieron con el límite de descarga de la legislación ecuatoriana (40 mg NTK/L) (Libro VI, República de Ecuador 2008), cuyos porcentajes de remoción se ubicaron en 70,6±4,3; 81,6±2,3 y 83,2±2,3 %, durante las etapas I, II y III, respectivamente (Tabla 4). Estos resultados evidencian la utilización de formas orgánicas de N por parte de la comunidad heterotrófica del lodo, esencialmente durante la etapa I, cuando la disponibilidad de  $\text{NH}_4^+$  y otras formas inorgánicas era menor.

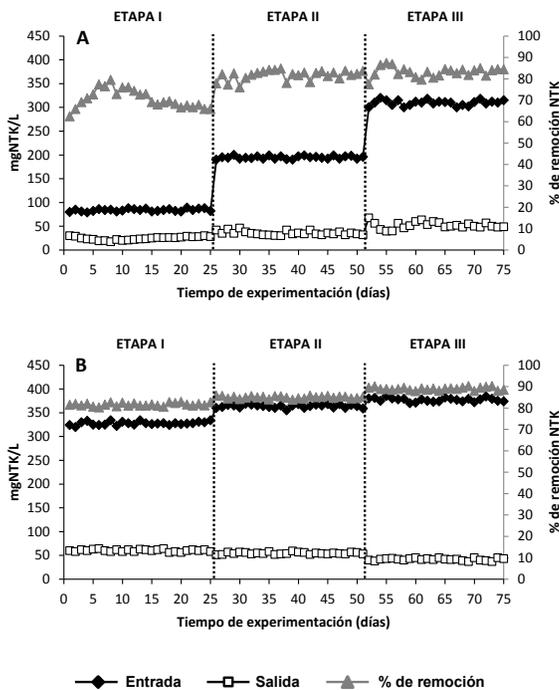


Figura 3. Variaciones de las concentraciones de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) durante la biodegradación aeróbica del efluente resultante del procesamiento de pescado en reactores por carga. A) Efluente de pescado, B) Reactor control. Etapas: I: efluente 33 %, II: efluente 66 % y III: efluente 100 %.

La remoción de nitrógeno en los reactores experimentales resultó de la presencia del oxígeno disponible, observándose de manera general una disminución de las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  y un aumento de las de  $\text{NO}_2^-$  en las distintas etapas (Tabla 4), como resultado del proceso de nitrificación. La eliminación biológica de nitrógeno implica transformaciones y remoción de nitrógeno inorgánico ( $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_x^-$ ), por síntesis de biomasa y lodo residual, nitrificación (oxidación de  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ) y desnitrificación (reducción de  $\text{NO}_3^-$  y/o  $\text{NO}_2^-$  a  $\text{N}_2$ ) (Czerwionka et al. 2012).

La nitrificación está basada en dos procesos acoplados: primero, el  $\text{NH}_4^+$  es oxidado a hidroxilamina ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) y  $\text{NO}_2^-$ , mediante el proceso de nitrificación por bacterias oxidadoras de amonio (Ej. *Nitrosomonas* y *Nitrosolobus*). Luego, el  $\text{NO}_2^-$  es oxidado a  $\text{NO}_3^-$  por bacterias oxidadoras de nitrito (Ej. *Nitrobacter* y *Nitrosococcus*), mediante una reacción conocida como nitratación (Cervantes-Carrillo et al. 2000, Rodríguez-Caballero et al. 2013). Esta dinámica explicaría la evolución de las distintas formas de nitrógeno, durante el proceso de tratamiento establecido en el presente estudio.

Fajardo et al. (2013) encontraron una remoción de nitrógeno entre 13 y 33 % vía nitrificación/desnitrificación autotrófica, durante el postratamiento del efluente de una industria de enlatado de pescado.

De igual manera, Aloui et al. (2009), reportaron porcentajes de remoción de  $\text{NH}_4^+$  (entre 62,8 y 69,1%) (menores a los encontrados en el presente estudio, Tabla 4), para el tratamiento de aguas salinas resultantes del procesamiento de pescado en un biorreactor aireado a escala de laboratorio, indicando una reducción de la eficiencia del sistema a elevadas cargas orgánicas.

Las concentraciones de SST y SSV durante el tratamiento del efluente pesquero estuvieron entre 11,0 y 147,5; y entre 6,3 y 121,1 mg/L, respectivamente. Todos los valores de SST estuvieron por debajo del límite máximo permisible para la disposición del efluente final a la red de alcantarillado (220 mg/L), establecido por la norma ambiental ecuatoriana (Libro VI, República de Ecuador 2008).

En cuanto a los indicadores microbiológicos de contaminación fecal, se observó una remoción significativa de la densidad bacteriana inicial (Tabla 2) durante las tres etapas experimentales, obteniéndose valores medios finales de  $4,69 \times 10^5 \pm 7,56 \times 10^5$ ;  $2,14 \times 10^5 \pm 4,22 \times 10^5$  y  $3,78 \times 10^6 \pm 4,42 \times 10^6$  NMP/100 mL para BCT, mientras que los de BCF fueron de  $9,06 \times 10^4 \pm 1,05 \times 10^5$ ;  $1,02 \times 10^5 \pm 3,45 \times 10^5$  y  $2,12 \times 10^6 \pm 8,74 \times 10^6$  NMP/100 mL, para las etapas I, II y III, respectivamente. Estas densidades bacterianas finales no cumplieron con la norma de calidad ambiental y de descarga de Ecuador (Libro VI, República de Ecuador 2008), lo que sugiere la necesidad de un postratamiento de desinfección del efluente, para adecuar dichos parámetros a las regulaciones establecidas.

La supervivencia de bacterias coliformes en agua está regulada por factores ambientales como el pH, temperatura, disponibilidad de nutrientes, entre otros (Hong et al. 2010, Santiago-Rodríguez et al. 2010), lo cual pudo influir sobre su remoción durante el tratamiento aplicado.

## Materia orgánica

Las concentraciones de materia orgánica en el efluente tratado fueron medidas como  $DBO_{5,20}$  y DQO, las cuales se presentan en la Tabla 3. Estos valores estuvieron entre 65,02 y 100,11 mg/L; y entre 85,76 y 258,09 mg/L, respectivamente. Se observaron diferencias altamente significativas ( $p < 0,01$ ) de las concentraciones finales, con respecto a los reactores control y a las etapas experimentales (Fig. 4), como resultado de la naturaleza y concentración de los compuestos orgánicos presentes. Todas las concentraciones medias finales, tanto para  $DBO_{5,20}$  como para DQO, cumplieron con la regulación ambiental de Ecuador, para la descarga a cuerpos de agua marina y alcantarillado (Libro VI, República de Ecuador 2008).

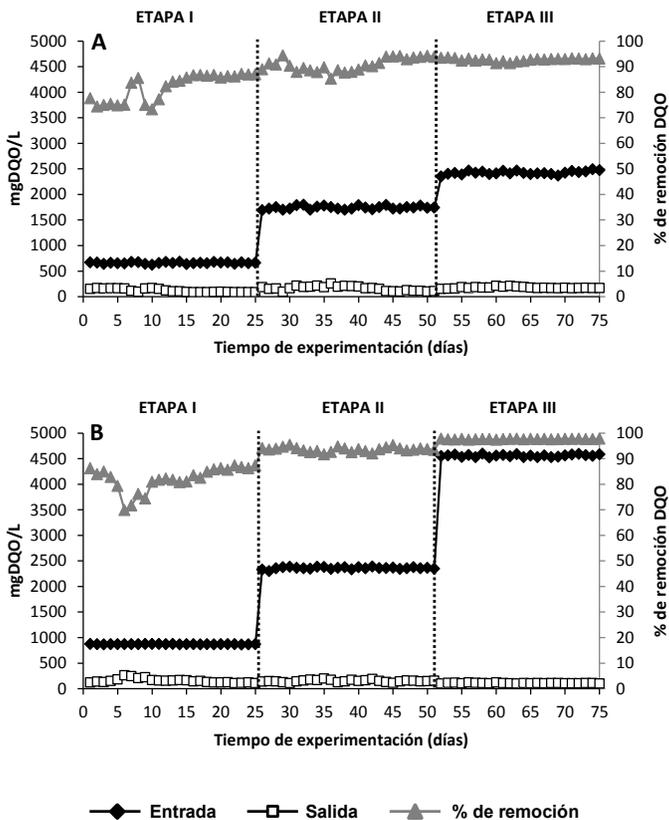


Figura 4. Variaciones de las concentraciones de demanda química de oxígeno (DQO) durante la biodegradación aeróbica del efluente resultante del procesamiento de pescado en reactores por carga. A) Efluente de pescado, B) Reactor control. Etapas: I: efluente 33 %, II: efluente 66 % y III: efluente 100 %.

Los valores finales de DQO correlacionaron significativamente con la alcalinidad total ( $r=0,406$ ;  $p<0,01$ ), nitrito ( $r=0,548$ ;  $p<0,01$ ), amonio ( $r=0,296$ ;  $p<0,05$ ), NTK ( $r=0,488$ ;  $p<0,01$ ), ortofosfato ( $r=0,623$ ;  $p<0,01$ ), SST ( $r=0,414$ ;  $p<0,01$ ) y SSV ( $r=0,422$ ;  $p<0,01$ ), indicando la interacción de estos parámetros fisicoquímicos, durante el proceso de biodegradación de la materia orgánica presente en el efluente industrial.

La biodegradación de la materia orgánica contenida en el efluente de la industria procesadora de pescado, expresada como porcentaje de  $\text{DBO}_{5,20}$  y DQO, se resume en la Tabla 4, la cual aumentó conforme se incrementó la proporción del efluente industrial, desde la etapa I hasta la III (Fig. 4). Al respecto, se obtuvieron  $85,4\pm 3,4$ ;  $93,2\pm 1,3$  y  $94,2\pm 2,1\%$  de remoción de materia orgánica (medida como DBO), y  $82,0\pm 5,3$ ;  $90,8\pm 2,6$  y  $92,7\pm 0,6\%$  medida como DQO, para las etapas I, II y III, respectivamente. Estos resultados son similares a los presentados por Nguyen y Mai (2013), quienes obtuvieron porcentajes de remoción de materia orgánica  $>91,8\%$  de DQO, para aguas residuales del procesamiento de pescado, en un sistema de tratamiento biológico adherido.

El alto grado de biodegradación de la materia orgánica contenida en los efluentes usados en el presente trabajo, es indicativo de la eficiencia del proceso aeróbico aplicado y del poco efecto del contenido salino sobre la microbiota presente.

Si bien la salinidad del efluente industrial fue relativamente baja ( $1620,7\pm 84,7$  mg Cl/L, Tabla 2), de igual manera se supone la presencia de microorganismos halófilos gracias al origen del lodo biológico utilizado como inóculo en los reactores. En contraste, Aloui et al. (2009), reportaron una inhibición significativa del proceso biológico para efluentes salinos, indicando además que un consorcio aclimatado puede ser eficaz para el tratamiento de aguas residuales salinas, con hasta  $4\%$  de NaCl ( $40$  g/L) y una carga orgánica máxima de  $855$  mg DQO/L.día.

## Conclusiones

Se obtuvo un alto porcentaje de biodegradación de la materia orgánica presente en los efluentes resultantes del procesamiento de pescado, con valores superiores al  $92\%$  ( $\text{DBO}_{5,20}$  y DQO), para las condiciones de tratamiento establecidas, cumpliendo con la norma ecuatoriana para la descarga a aguas marinas y al alcantarillado público.

Los ensayos de biodegradabilidad también resultaron altamente eficientes para la remoción de las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  y NTK, como resultado del metabolismo de las bacterias heterótrofas aeróbicas presentes en el lodo. Sin embargo, las densidades finales de bacterias coliformes totales y fecales no resultaron aceptables, lo cual sugiere la necesidad de aplicar un postratamiento de desinfección del efluente final.

## Agradecimientos

Esta investigación fue co-financiada 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). Se agradece al Centro de Servicio para el Control de la Calidad (CESECÇA) de la Facultad de Ingeniería Industrial-ULEAM, así como a los estudiantes C. Chiriboga, J. Meza y J. Roldán de la ULEAM, por su colaboración durante los ensayos de laboratorio. También se agradece a J. L. Marín por facilitar el inóculo de lodo biológico.

## LITERATURA CITADA

- ALOUÏ, F., S. KHOUFI, S. LOUKIL y S. SAYADI. 2009. Performances of an activated sludge process for the treatment of fish processing saline wastewater. *Desalination* 246: 389-396.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA) y WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21<sup>th</sup> Edition, American Public Health Association, Washington, D.C. USA. Pp. 1200.
- ARVANITOYANNIS, I. S. y A. KASSAVETI. 2008. Fish industry waste: treatments, environmental impacts, current and potential uses. *International Journal of Food Science and Technology* 43: 726-745.
- CERVANTES-CARRILLO, F., J. PÉREZ y J. GÓMEZ. 2000. Avances en la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Revista Latinoamericana de Microbiología* 42: 73-82.
- CHACÍN, E. 1993. Treatment characteristics of two phase anaerobic system using an UASB reactor. PhD thesis. University of Birmingham. England. 151 pp.
- CHAN, Y. J., M. F. CHONG, C. L. LAW y D. G. HASSELL. 2009. A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal* 155: 1-18.
- CHEN, H., D. WANG, X. LI, Q. YANG, K. LUO y G. ZENG. 2013. Biological phosphorus removal from real wastewater in a sequencing batch reactor operated as aerobic/extended-idle regime. *Biochemical Engineering Journal* 77: 147-153.
- CHEN, H., D. WANG, X. LI, Q. YANG, K. LUO, G. ZENG, M. TANG, W. XIONG y G. YANG. 2014. Effect of dissolved oxygen on biological phosphorus removal induced by aerobic/extended-idle regime. *Biochemical Engineering Journal* 90: 27-35.
- CHOWDHURY, P., T. VIRARAGHAVAN y A. SRINIVASAN. 2010. Biological treatment processes for fish processing wastewater – A review. *Bioresource Technology* 101: 439-449.

- CRISTÓVÃO, R. O., C. M. S. BOTELHO, R. J. E. MARTINS y R. A. R. BOAVENTURA. 2012. Chemical and biological treatment of fish canning wastewaters. *International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics* 2(4): 237-242.
- CZERWIONKA, K., J. MAKINIA, K. R. PAGILLA y H. D. STENSEL. 2012. Characteristics and fate of organic nitrogen in municipal biological nutrient removal wastewater treatment plants. *Water Research* 46: 2057-2066.
- DELGADO, C. L., N. WADA, M. W. ROSEGRANT, S. MEIJER y M. AHMED. 2003. The future of fish: Issue and trend to 2020 (Issue Brief). International Food Policy Research Institute (Washington, DC) and the World Fish Center (Penang, Malaysia). pp. 25-36.
- FAJARDO, C., A. MOSQUERA-CORRAL, J. L. CAMPOS y R. MÉNDEZ. 2013. Post-treatment of fish canning effluents by sequential nitrification and autotrophic denitrification processes. *Process Biochemistry* 48:1368-1374.
- FRANCISCO, E. C., D. BALTHAZAR, E. JACOB-LOPES y T. T. FRANCO. 2010. Microalgae as feedstock for biodiesel production: carbon dioxide sequestration, lipid production and biofuel quality. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 85: 395-403.
- GE, H., S. WANG, X. YANG, S. QIU, B. LI y Y. PENG. 2015. Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: A review. *Chemosphere* 140: 85-98.
- GONÇALVES, A., M. OLIVEIRA, M. L. MITTERER y M. I. QUEIROZ. 2011. Fish processing wastewater treatment by combined biological and chemical processes aiming at waterreuse. *Desalination and Water Treatment* 29: 196-202.
- HONG, H., J. QIU y Y. LIANG. 2010. Environmental factors influencing the distribution of total and fecal coliform bacteria in six water storage reservoirs in the Pearl River Delta Region, China. *Journal of Environmental Sciences* 22(5): 663-668.
- LEE, D. J., Y. Y. CHEN, K. Y. SHOW, C. G. WHITELEY y J. H. TAY. 2010. Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. *Biotechnology Advances* 28: 919-934.
- LEE, W. S., A. S. M. CHUA, H. K. YEOH y G. C. NGOH. 2014. A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. *Chemical Engineering Journal* 235: 83-99.
- LIBRO VI, REPÚBLICA DE ECUADOR. 2008. Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua. Anexo 1. Presidencia de la República de Ecuador. pp. 286-340.
- LI-DONG, S., C. PENG, H. FAN-ZHONG, H. AN-HUI, Z. PING, X. XIANG-YANG y H. BAO-LAN. 2012. Metabolic properties of a mixed culture of aerobic ammonia oxidizers and its optimal reaction conditions. *Bioresource Technology* 104: 571-578.
- MAJUMDER, P. S. y S. K. GUPTA. 2009. Effect of influent pH and alkalinity on the removal of chlorophenols in sequential anaerobic-aerobic reactors. *Bioresource Technology* 100(5): 1881-1883.

- MÉNDEZ, R., F. OMIL, M. SOTO y J. M. LEMA. 1992. Pilot plant studies on the anaerobic treatment of different wastewater from a fish-canning factory. *Water, Science and Technology* 25(1): 37-44.
- MIELCZAREK, A. T., H. T. T. NGUYEN, J. L. NIELSEN y P. H. NIELSEN. 2013. Population dynamics of bacteria involved in enhanced biological phosphorus removal in Danish wastewater treatment plants. *Water Research* 47: 1529-1544.
- NGUYEN, P. T. y L. T. MAI. 2013. Study on fish processing wastewater treatment by swim-bed and stick-bed processes. *Journal of Water Sustainability* 3(2): 79-84.
- PALENZUELA-ROLLON, A. 1999. Anaerobic digestion of fish processing wastewater with special emphasis on hydrolysis of suspended solids. Taylor and Francis, London. pp. 56-87.
- RIAÑO, B., B. MOLINUEVO y M. C. GARCÍA-GONZÁLEZ. 2011. Treatment of fish processing wastewater with microalgae-containing microbiota. *Bioresource Technology* 102: 10829-10833.
- RODRÍGUEZ-CABALLERO, A., A. RIBERA, J. L. BALCÁZAR y M. PIJUAN. 2013. Nitrification versus full nitrification of ammonium-rich wastewater: Comparison in terms of nitrous and nitric oxides emissions. *Bioresource Technology* 139:195-202.
- SANTIAGO-RODRÍGUEZ, T. M., C. DÁVILA, J. GONZÁLEZ, N. BONILLA, P. MARCOS, M. URDANETA, M. CADETE, S. MONTEIRO, R. SANTOS, R. SANTO DOMINGO y G. A. TORANZOS. 2010. Characterization of *Enterococcus faecalis*-infecting phages (enterophages) as markers of human fecal pollution in recreational waters. *Water Research* 44: 4716-4725.
- SINHA, B. y A. ANNACHHATRE. 2007. Partial nitrification-operational parameters and microorganisms involved. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 6(4): 285-313.
- SMOLDERS, G. J. F., M. C. M. VAN LOOSDRECHT y J. J. HEIJNEN. 1995. A metabolic model for the biological phosphorus removal process. *Water, Science and Technology* 31(2): 79-93.
- SPONZA, D. T. y A. ULUKÖY. 2005. Treatment of 2,4-dichlorophenol (DCP) in a sequential anaerobic (upflow anaerobic sludge blanket) aerobic (completely stirred tank) reactor system. *Process Biochemistry* 40: 3419-3428.
- TAKAI, T., A. HIRATA, K. YAMAUCHI y Y. INAMORI. 1997. Effects of temperature and volatile fatty acids on nitrification-denitrification activity in small-scale anaerobic-aerobic recirculation biofilm process. *Water, Science and Technology* 35(6): 101-108.
- TAY, J. H., K. Y. SHOW y Y. T. HUNG. 2006. Seafood processing wastewater treatment. Taylor & Francis Group, LLC. UK. pp. 29-66.

- XIAO, Y. y D. J. ROBERTS. 2010. A review of anaerobic treatment of saline wastewater. *Environmental Technology* 31(8-9): 1025-1043.
- YANG, J., H. SPANJERS, D. JEISON y J. B. VAN LIER. 2013. Impact of Na<sup>+</sup> on biological wastewater treatment and the potential of anaerobic membrane bioreactors: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 43(24): 2722-2746.
- ZEPKA, L. Q., E. JACOB-LOPES, L. A. SOUZA-SOARES y M. I. QUEIROZ. 2010. Nutrition evaluation of single-cell protein produced by *Aphanothece microscopic nageli*. *Biore-source Technology* 101: 7118-7122.



UNIVERSIDAD  
DEL ZULIA

---

**BOLETÍN DEL CENTRO DE  
INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS**

**Vol.50 N° 1\_\_\_\_\_**

*Esta revista fue editada en formato digital y publicada  
en abril de 2016, por el **Fondo Editorial Serbiluz,**  
**Universidad del Zulia. Maracaibo-Venezuela***

[www.luz.edu.ve](http://www.luz.edu.ve)  
[www.serbi.luz.edu.ve](http://www.serbi.luz.edu.ve)  
[produccioncientifica.luz.edu.ve](http://produccioncientifica.luz.edu.ve)