

 **Impacto Científico**

**Revista Arbitrada Venezolana  
del Núcleo LUZ-Costa Oriental del Lago**

Vol. 13. N°1. Junio 2018. pp. 91-103

## **Efecto de la adición de macronutrientes sobre la tratabilidad de un efluente de una procesadora de hortalizas**

*Sedolfo Carrasquero, Adriana González, Gilberto Colina  
y Altamira Díaz*

*Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA).  
Escuela de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería.  
Universidad del Zulia.  
scarrasquero@fing.luz.edu.ve.*

### **Resumen**

La industria alimentaria es uno de los sectores productivos que mayor impacto tiene sobre el medio ambiente, bien sea por sus procesos de elaboración o por los diferentes productos que salen al mercado. El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de la adición de N y P sobre la tratabilidad de los efluentes del procesamiento de hortalizas en un reactor por carga secuencial a escala laboratorio. La recolección del efluente se realizó en una planta ubicada en el municipio Jesús Enrique Lossada, Estado Zulia, Venezuela. Los ensayos se realizaron en dos reactores por carga secuencial operados con una secuencia operacional aeróbica, que funcionaron en paralelo, uno alimentado con el efluente de la planta procesadora sin adición de macro-nutrientes y el otro con adición de nitrógeno y fósforo desde una fuente externa. Previo a la entrada al reactor por carga secuencial se realizó un pre-tratamiento de neutralización, ajustando el pH del agua en un rango de 6,5 a 8,5, con NaOH 6,0 N. De la caracterización se obtuvo que Los valores de pH, DQO<sub>T</sub>, DBO<sub>5</sub>,<sub>20</sub> y SST se encontraron fuera de límites establecidos por la normativa venezolana para descarga en cuerpos de agua. Se obtuvieron valores de remoción de DQO<sub>T</sub> de 79,6 y 78,3% para los tratamientos sin adición y con adición de macro-nutrientes, respectivamente, no encontrándose diferencias estadísticamente significativas entre estos porcentajes de remoción. La adición de macro-nutrientes como estrategia operacional en el reactor por carga secuencial no mejoró la remoción de materia orgánica, es decir, que la biomasa microbiana fue capaz de remover la materia orgánica del agua residual a pesar de las limitaciones nutricionales.

**Palabras clave:** Industria alimenticia, macro-nutrientes, materia orgánica, reactor por carga secuencial, tratamiento biológico.

## *Effect of the addition of macronutrients on the treatability of an effluent of a vegetable processing industry*

### **Abstract**

The food industry is one of the productive sectors that have the greatest impact on the environment, either by its processing processes or by the different products that come to market. The objective of this research was to evaluate the effect of the addition of nitrogen and phosphorus on the treatability of the effluents of the processing of vegetables in a reactor by sequential load in laboratory scale. The effluent was collected in a plant located in the municipality Jesús Enrique Lossada, Zulia State, Venezuela. The tests were carried out in two reactors per sequential load operated with an aerobic operational sequence, operated in parallel, one fed with the effluent from the processing plant without addition of macronutrients and the other with addition of nitrogen and phosphorus from an external source. Prior to reactor loading by sequential loading, a neutralization pretreatment was performed adjusting the pH of the water in the range of 6.5 to 8.5 with 6.0 N NaOH. From the characterization it was obtained that the values of pH, DQO<sub>T</sub>, BOD<sub>5</sub>,<sup>20</sup> and SST were found outside the limits established by the Venezuelan regulations for discharge into bodies of water. COD removal values of 79.6 and 78.3% were obtained for treatments without addition and addition of macronutrients, respectively, with no statistically significant differences between these removal percentages. The addition of macronutrients as an operational strategy in the reactor by sequential loading did not improve the removal of organic matter, i.e. microbial biomass was able to remove organic matter from wastewater despite nutritional limitations.

**Keywords:** Food industry, macronutrients, organic matter, sequential loading reactor, biological treatment.

### **Introducción**

La industria alimentaria es uno de los sectores productivos que mayor impacto tiene sobre el medio ambiente, bien sea por sus procesos de elaboración o por los diferentes productos que salen al mercado. Cada sector en particular genera residuos en diferentes porcentajes de acuerdo con los tipos de productos que fabrican (Restrepo 2006). Los procesos para la elaboración de alimentos utilizan grandes cantidades de agua de buena calidad que se requiere en los procesos de lavado, limpieza y desinfección (Restrepo 2006; Arango y col., 2007).

Las principales fuentes de generación de residuos líquidos en la industria procesadora de alimentos son los procesos de lavado, que se realizan tanto a las

frutas y hortalizas, como a las maquinarias y equipos de la línea de producción. Los residuos líquidos generados en el lavado, se caracterizan por contener principalmente sólidos suspendidos y materia orgánica disuelta, así como metales, microorganismos patógenos y residuos de plaguicidas.

Adicionalmente, en el proceso de pelado se generan importantes cantidades de aguas con una elevada carga orgánica, tanto disuelta como en forma de sólidos suspendidos, pues una parte considerable del vegetal se desecha como sólido (Chahal y col., 2012; Lehto y col., 2009).

Se ha reportado que estos efluentes presentan un déficit de macro-nutrientes, debido a que los residuos líquidos provenientes del procesamiento de hortalizas y frutas presentan un contenido de compuestos nitrogenados, inferior al 1%, resultando en un muy bajo aporte de nitrógeno y fósforo (Pascual, 2008).

Es imperiosa la necesidad de realizar un tratamiento a los efluentes generados por estas industrias, debido a la importancia que reviste la conservación de los ecosistemas, en el caso de ser descargados a cuerpos de agua, así como también, el re-uso de los efluentes tratados en otras actividades de interés (Arango y col., 2007).

En esta investigación se evaluó el efecto de la adición de N y P sobre la tratabilidad de los efluentes del procesamiento de hortalizas en un reactor por carga secuencial a escala laboratorio.

## **Metodología experimental**

### **Recolección y caracterización del efluente industrial**

Para la recolección de muestras y preservación se llevó a cabo la captación manual del agua residual a través de un muestreo aleatorio simple, tomando las aguas residuales en una planta procesadora de hortalizas ubicada en el municipio Jesús Enrique Lossada, Estado Zulia, Venezuela. Las muestras fueron tomadas en una tanquilla ubicada en la salida de la descarga del efluente, en recipientes de polietileno de alta densidad con capacidad de 20 L, de color oscuro y limpio.

Con la finalidad de conocer las características iniciales del efluente industrial se determinaron los parámetros fisicoquímicos pH, DQOT, DBO<sub>5,20</sub>, SST, SSV, color, turbidez, NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, fósforo total, y alcalinidad total. Todos los análisis se hicieron según la metodología descrita en el Método Estándar (APHA *et al.*, 2005).

La biomasa con la que se inoculó el reactor fue obtenida directamente de una planta de tratamiento de un efluente alimenticio.

## Pre-tratamiento del efluente industrial

Los efluentes provenientes del procesamiento de hortalizas y frutas se caracterizan por su carácter ácido y su rápida fermentación (Pérez y col., 2009). Por lo que previo a la entrada al reactor por carga secuencial se realizó un pre-tratamiento de neutralización, ajustando el pH del agua en un rango de 6,5 a 8,5, con NaOH 6,0 N. Estos valores de pH favorecen la sobrevivencia y el crecimiento de los microorganismos específicos en los procesos de degradación y estabilización de la materia orgánica (Díaz y col., 2010).

## Efecto de adición de macro-nutrientes sobre la tratabilidad de efluente industrial

El déficit de macro-nutrientes se determinó a partir de la relación C/N/P planteada por Puig y col. (2007) de 100:1,42:1,6, utilizando el valor de DQO obtenido en la caracterización del efluente. Como fuente de nitrógeno se agregaron 0,038 g úrea (Merck)/L y como fuente de P se agregaron 0,064 g fosfato monopotásico/L (Merck).

Los ensayos se realizaron en dos reactores por carga secuencial operados con una secuencia operacional aeróbica, que funcionaron en paralelo, uno alimentado con el efluente de la planta procesadora de vegetales sin adición de macro-nutrientes y el otro con adición. Las condiciones operacionales en ambos reactores fueron las mismas y se muestran en la Tabla 1.

**Tabla 1. Condiciones de operación de los SBR con y sin adición de macro-nutrientes**

Parámetro	Unidad de expresión	Valor (media ± DE)	Límites máximos establecidos <sup>1</sup>
DBO <sub>5/20</sub>	mg/L	819 ± 325	60
DQOT	mg/L	1197 ± 326	350
NTK	mg/L	13,1 ± 3,9	-
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	8,4 ± 2,1	-
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> + N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	ND	10
NT	mg/L	13,1 ± 3,9	40
PT	mg/L	6,3 ± 1,9	10
pH	-	5,48 ± 0,54	6-9
Alcalinidad total	mg CaCO <sub>3</sub> /L	44 ± 7	-
Color	UC Pt-Co	113 ± 71	500
Turbidez	UNT	83 ± 23	-
SST	mg/L	828 ± 153	80
SSV	mg/L	245 ± 10	-
DBO <sub>5/20</sub> /DQOT	-	0,68	-
DQO <sub>17</sub> /-N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	-	100/0,67/0,40	-

Nota: DE: Desviación estándar, n: 15, n: número de repeticiones. ND: No detectable. Límite de detección: 1 mg/L. <sup>1</sup>Decreto 883 (1995).

El efluente industrial presentó una concentración promedio de materia orgánica medida en términos de  $DBO_{5, 20}$  y  $DQO_T$  de 819 y 1197 mg/L, respectivamente, con una relación de biodegradabilidad de 0,68 ( $DBO_{5, 20}/DQO_T$ ), la cual clasifica al efluente como un agua residual biodegradable (Metcalf y Eddy, 2003). Normalmente, la proporción de  $DBO_{5, 20}/DQO_T$  de las aguas residuales industriales es menor que 0,5, a excepción de las aguas residuales de las industrias de alimentos y bebidas, que a menudo son significativamente mayores que 0,5 (Fresenius y col., 1989).

La  $DBO_{5, 20}$  obtenida para este efluente es menor al valor promedio reportado por Pérez y col. (2009) de 2168 mg/L, obtenido durante la caracterización de un efluente de una planta procesadora de yuca. Esta diferencia puede atribuirse a que la industria procesadora de yuca es la que genera la mayor carga másica de DBO en los residuos líquidos por tonelada de materia prima procesada (30,1 Kg DBO/ton), a diferencia de las industrias procesadoras de otras hortalizas y vegetales como la zanahoria (19,5 Kg DBO/ton), papa (18,1 Kg DBO/ton), auyama (16,8 Kg DBO/ton), brócoli (9,8 Kg DBO/ton), cebolla, cilantro y ajíes (6,5 Kg/ton) (OMS, 1993). El efluente en estudio proviene de la elaboración de sopas cuya formulación posee en mayor proporción hortalizas como auyama y papa.

Los valores promedio de NTK y  $N-NH_4^+$  obtenidos en la caracterización fisicoquímica del efluente fueron 13,1 y 8,5 mg/L, respectivamente. Se observa un bajo contenido de nitrógeno debido a que las hortalizas, como la auyama, yuca y papa, tienen mayor proporción de agua y carbohidratos que de proteínas y grasas, por lo que se consideran como fuentes moderadas de energía (Blanco y col., 2004).

Con respecto a la concentración de fósforo total (PT), los valores promedios fueron de 6,3 mg/L, cumpliendo con el límite que exige la norma venezolana para descargas en cuerpos de agua (Decreto 883, 1995).

Con respecto a la relación  $DQO_T/N-NH_4^+/PT$ , el efluente en estudio presentó una relación de 100:0,67:0,40. Este valor es menor al reportado por Puig y col. (2007) de 100:1,42:1,6 como la relación mínima para el tratamiento biológico de aguas residuales en reactores por carga secuencial. Ramalho (1993) estableció que la relación óptima de C/N/P es cercana a 100:5:1 para satisfacer las necesidades nutritivas de los micro-organismos que asimilan la materia orgánica en pocas horas transformando la materia orgánica en biomasa. De igual manera, la relación de los macro-nutrientes fue menor a la reportada por Contreras y col. (2001), quienes encontraron relaciones de 100/5,6/0,5 y 100/7,5/1,1 permitían obtener altas eficiencias de degradación de la materia orgánica en efluentes de una industria procesadora de papas.

Por otro lado, el efluente industrial se caracterizó por presentar un valor promedio de pH de 5,48, dando como resultado un efluente de carácter ácido que no cumple con la norma venezolana para descargas en cuerpos de agua (Decreto 883, 1995). Además, no es apto para un tratamiento biológico, por ello requiere de un proceso de neutralización. En este sentido, Oliva y col. (1995) establecieron como regla general que el cribado, desarenado, ecualización de caudales y ajuste de pH son los procesos

unitarios preliminares que permiten que los sistemas biológicos puedan ser utilizados con éxito para el tratamiento de aguas residuales del procesamiento de alimentos.

Por otro lado, el efluente industrial alimenticio presentó valores promedio de turbidez de 83 NTU y de color de 113 UC. El color en las aguas residuales industriales depende de las sustancias y materiales presentes, donde para el caso de estudio, efluentes de la industria procesadora de sopas, proviene de las hortalizas y vegetales. El color en las hortalizas se debe a tres familias de pigmentos: clorofilas, carotenoides y antocianinas, que son los responsables de la coloración verde, roja-amarilla y azul-violeta, respectivamente (Robinson, 1991; Minguez, 2005).

Durante el período de caracterización se observó una gran variabilidad en algunas de las características fisicoquímicas del efluente, la cual se refleja en los altos valores de la desviación estándar obtenidos durante el muestreo. Esto puede ser debido a que en los sectores agroalimentarios se trabaja por campañas, produciendo vertidos estacionales de distintas características, aunado a que los mismos suelen presentar una considerable variabilidad diaria durante la producción, debido a una operación discontinua en los procesos de fabricación y al carácter intermitente de la mayoría de los procesos de limpieza (Pascual, 2008).

Los valores de pH, DQOT,  $\text{DBO}_{5,20}$  y SST se encontraron fuera de los límites establecidos por la normativa venezolana para descarga en cuerpos de agua, mientras que la concentración de NT,  $\text{NO}_3\text{-}+\text{NO}_2\text{-}$ , PT y color, se mantuvieron dentro del rango impuesto por la normativa (Decreto 883, 1995). El efluente presentó déficit de nitrógeno y fósforo por lo cual se justifica la adición de macro-nutrientes como estrategia operacional para la mejora el desempeño del reactor por carga secuencial en la remoción de materia orgánica.

## **Efecto de la adición de macro-nutrientes sobre la tratabilidad del efluente alimenticio**

En la Tabla 3 se observan los valores promedios de las concentraciones de  $\text{DQO}_T$ ,  $\text{DQO}_S$  y  $\text{DBO}_{5,20}$  a la entrada y salida del reactor por carga secuencial, así como también los porcentajes de remoción en los dos tratamientos aplicados. Se obtuvieron valores de remoción de  $\text{DQO}_T$  de 79,6 y 78,3% para los tratamientos sin adición y con adición de macro-nutrientes, respectivamente, no encontrándose diferencias estadísticamente significativas ( $p>0,05$ ) entre estos porcentajes de remoción. Estos resultados indican que la adición de macro-nutrientes no mejoró el desempeño del reactor en la remoción de materia orgánica medida como  $\text{DQO}_T$ . Resultados similares fueron obtenidos para la materia orgánica soluble, para los cuales no se encontraron diferencias significativas ( $p>0,05$ ) en los porcentajes de remoción de  $\text{DQO}_S$ .

**Tabla 3. Concentración de la materia orgánica medida como DQO<sub>T</sub>, DQO<sub>S</sub> y DBO<sub>5, 20</sub> a la entrada y salida del tratamiento de los efluentes del procesamiento de los vegetales con y sin adición de macro-nutrientes**

Variable (mg/L)	Fase	T1 (Media ± DE)	T2 (Media ± DE)
DQO <sub>T</sub>	Entrada	1158 ± 160	955 ± 181
	Salida	232 ± 31,0	265 ± 54,0
DQO <sub>S</sub>	Entrada	764 ± 95,0	626 ± 122
	Salida	174 ± 24,0	149 ± 42,0
DBO <sub>5,20</sub>	Entrada	719 ± 160	764 ± 146
	Salida	66 ± 14,0	84 ± 27
% Remoción de DQO <sub>T</sub>		79,6 ± 3,50 <sup>a</sup>	78,7 ± 6,30 <sup>a</sup>
% Remoción de DQO <sub>S</sub>		77,3 ± 1,20 <sup>a</sup>	76,3 ± 6,70 <sup>a</sup>
% Remoción de DBO <sub>5,20</sub>		90,5 ± 2,60 <sup>a</sup>	88,9 ± 3,30 <sup>a</sup>

Nota: DE: Desviación estándar, n: 12, n: número de repeticiones. T1: Tratamiento sin adición de macro-nutrientes (N y P). T2: Tratamiento con adición de macro-nutrientes. Media seguida por letras distintas como superíndice en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey (p<0,05)

Los valores de DQO<sub>T</sub> a la salida del reactor por carga secuencial oscilaron entre 201 y 319 mg/L, cumpliendo con lo establecido en la normativa venezolana para descarga en cuerpos de agua en ambos tratamientos (Decreto 883, 1998). Se infiere que los valores de DQO<sub>S</sub> obtenidos a la salida del reactor corresponden a la fracción soluble inerte que no puede ser eliminada por los procesos biológicos, oscilaron entre 107 y 198 mg/L. Estos valores representaron el 15,0 y 15,6% de la materia orgánica total influente al reactor.

Con respecto a la materia orgánica medida DBO<sub>5, 20</sub>, los porcentajes de remoción oscilaron entre 85,6 y 93,1%, con valores promedios de 90,5 y 88,9% para T1 y T2, respectivamente. Al igual que para la DQO<sub>T</sub> y la DQO<sub>S</sub>, no se encontraron diferencias significativas (p>0,05) entre los porcentajes de remoción de DBO<sub>5, 20</sub> para los dos tratamientos aplicados, por lo que la adición de macro-nutrientes como estrategia operacional no mejoró la remoción de materia orgánica biodegradable.

Esto indica que la biomasa presente en el reactor fue capaz de remover la materia orgánica del agua residual a pesar de las limitaciones nutricionales. Esto concuerda con los reportes de Gurtekin (2011), Roy y col. (2010), Kargi y Uygur (2003) y Arellano (2005) quienes aplicaron con éxito tratamiento biológico en efluentes que presentaron déficit de nitrógeno y fósforo. De igual manera, Xu y col. (2006) operaron con éxito un tratamiento biológico de un efluente de una procesadora de tomates con déficit de nitrógeno amoniacal en un sistema a escala piloto que comprendía una etapa anaeróbica seguida de una aeróbica que operó sin adición de nitrógeno, alcanzando remociones de 99% de DBO<sub>5,20</sub> y sólidos sedimentables.

Los valores promedio de  $\text{DBO}_{5,20}$  a la salida del reactor fueron de 66 y 84 mg/L, para T1 y T2, respectivamente, los cuales son ligeramente superiores a lo establecido en la normativa venezolana para descargas a cuerpos de agua (Decreto 883, 1995). Las concentraciones de las formas de nitrógeno NTK,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  y  $\text{N-NO}_3^-$  a la entrada y salida de los dos tratamientos realizados se presentan en la Tabla 4. Se observa que para el tratamiento T1, la concentración de NTK y de  $\text{N-NH}_4^+$  fue de 10,0 y 7,5 mg/L, mientras que a la entrada del tratamiento T2, las concentraciones se duplicaron a 20,8 y 15,6 mg/L por la adición de la urea.

Del análisis de varianza y separación de medias se conocieron diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre los porcentajes de remoción de NTK y  $\text{N-NH}_4^+$  entre los dos tratamientos aplicados, esto se debe a que la eliminación de nitrógeno en ambos tratamientos se realizó por procesos biológicos diferentes. Los dos mecanismos biológicos principales que intervienen en la eliminación del nitrógeno son la asimilación y la nitrificación-desnitrificación. De igual manera, el nitrógeno amoniacal también puede ser eliminado de los efluentes por procesos abióticos como la volatilización.

**Tabla 4. Concentración de las formas de nitrógeno a la entrada y salida del tratamiento de los efluentes del procesamiento de los vegetales con y sin adición de macro-nutrientes**

Variable (mg/L)	Fase	T1 (Media $\pm$ DE)	T2 (Media $\pm$ DE)
NTK	Entrada	10,0 $\pm$ 1,5	20,8 $\pm$ 2,2
	Salida	7,5 $\pm$ 0,9	8,5 $\pm$ 5,1
$\text{N-NH}_4^+$	Entrada	7,5 $\pm$ 1,1	15,6 $\pm$ 3,03
	Salida	5,4 $\pm$ 0,6	5,6 $\pm$ 3,4
$\text{N-NO}_2^-$	Entrada	ND	ND
	Salida	ND	0,84 $\pm$ 0,57
$\text{N-NO}_3^-$	Entrada	ND	ND
	Salida	ND	5,50 $\pm$ 3,10
% Remoción de NTK		23,0 $\pm$ 15,6 <sup>b</sup>	60,2 $\pm$ 21,9 <sup>a</sup>
% Remoción de $\text{N-NH}_4^+$		25,2 $\pm$ 15,7 <sup>b</sup>	63,3 $\pm$ 21,4 <sup>a</sup>

Nota: ND: No detectable. Límite de detección: 1 mg/L. DE: Desviación estándar. n:12. n: número de repeticiones. T1: Tratamiento sin adición de macronutrientes (N y P). T2: Tratamiento con adición de macronutrientes. Media seguida por letras distintas como superíndice en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ ).

Para el tratamiento sin adición de nutrientes (T1), se infiere que la remoción de nitrógeno ocurrió por vía asimilatoria, ya que no fueron detectados nitratos y nitritos al final del ciclo operacional, el cual fue completamente aeróbico. Según Garzón (2005),



los microorganismos presentes en el agua residual tienden a asimilar el nitrógeno amoniacal y a incorporarlo a su masa celular, por lo que en el reactor ocurrió el proceso de amonificación del nitrógeno orgánico presente en el efluente industrial y su posterior asimilación por la biomasa.

Pire y col. (2010) y Lefebvre y col. (2005) señalaron que bajos porcentajes de remoción de NTK indican que no se dio la eliminación de nitrógeno por el proceso de nitrificación-desnitrificación, sino que sólo ocurrió su asimilación. Por el contrario, se infiere que el proceso de remoción de nitrógeno amoniacal que prevaleció en el tratamiento T2 con adición de nutrientes fue el de nitrificación, ya que se encontraron concentraciones de nitritos y nitratos a la salida del reactor, con valores promedios de 0,84 y 5,50 mg/L, respectivamente.

La urea es altamente soluble en el agua, se hidroliza rápidamente y bajo la acción de la ureasa produce carbonato amónico, una sal que se disocia formando nitrógeno amoniacal y carbonatos. Éste nitrógeno amoniacal es transformado a nitrito y luego a nitrato por acción de las bacterias nitrificantes (Garzón, 2005). Sin embargo, no se obtuvo un proceso de nitrificación completa, pues se encontraron concentraciones de nitrógeno amoniacal y NTK a la salida del reactor, con valores promedios de 5,6 y 8,5 mg/L, respectivamente.

La ocurrencia de una incompleta nitrificación pudo ser causada por los valores de pH a la entrada en el efluente del procesamiento de vegetales que oscilaron entre 6,52 y 6,94 (Tabla 5), valores que se encuentran fuera del rango considerado óptimo para las bacterias nitrificantes, el cual está entre 7,5 y 8,6 (Louzeiro y col., 2002). Además, se observó que durante el tratamiento T2 la alcalinidad en la entrada del reactor disminuyó, lo cual también pudo contribuir para que el proceso de nitrificación no fuera completo.

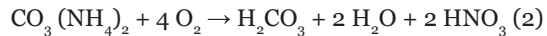
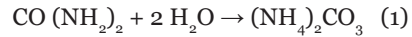
**Tabla 5. Valores de pH, alcalinidad y fósforo total a la entrada y salida del tratamiento de los efluentes del procesamiento de los vegetales con y sin adición de macro-nutrientes**

Variable	Fase	T1	T2
		(Media ± DE)	(Media ± DE)
pH	Entrada	7,47 ± 0,56	6,72 ± 0,22
	Salida	6,86 ± 0,30	5,88 ± 0,37
Alcalinidad total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Entrada	202 ± 34	62 ± 20
	Salida	174 ± 32	22 ± 7
PT	Entrada	4,69 ± 0,39	10,90 ± 2,30
	Salida	4,02 ± 0,36	6,44 ± 0,25
	% Remoción	13,8 ± 9,8 <sup>b</sup>	38,7 ± 12,1 <sup>a</sup>

Nota: DE: Desviación estándar, n: 12, n: número de repeticiones. T1: Tratamiento sin adición de macro-nutrientes (N y P). T2: Tratamiento con adición de macro-nutrientes. Media seguida por letras distintas como superíndices en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ( $p \leq 0,05$ )

La disminución de alcalinidad y pH observada a la entrada del reactor para el T2 con respecto al tratamiento T1, pudo ser causada por la acidificación del agua al adicionar los macro-nutrientes, debido a que el fosfato monopotásico es débilmente ácido, lo que significa que aporta iones de hidrógeno a las moléculas de agua cuando se disuelve.

De igual manera, se observó una disminución de la alcalinidad y pH en el tratamiento T2, esto se debe a que el proceso de nitrificación libera iones hidrógeno al medio, causando una reducción de estos parámetros. Al respecto, Fuentes (1999) asegura que la hidrólisis de la úrea en medios aireados ocasiona una acidificación por la generación de ácidos nítrico y carbónico, tal como se muestran en las reacciones representadas en las Ecuaciones 1 y 2. Además, la alcalinidad está directamente relacionada con la eliminación de nitrógeno, durante la nitrificación 7,14 g de CaCO<sub>3</sub> son consumidos por cada gramo de nitrógeno amoniacal oxidado (Abril y Frankignoulle, 2001).



El efluente del tratamiento con adición de nutrientes no cumple con la normativa venezolana para la descarga en cuerpos de agua en el apartado de pH, ya que presentó un promedio a la salida del SBR de 5,88, valor que se encuentra fuera del rango permitido para la descarga (Decreto 883, 1995).

Los valores de la concentración total de fósforo a la entrada y salida del tratamiento con y sin adición de macronutrientes fueron de 4,69 y 10,90 mg/L, respectivamente. El análisis estadístico indica que existieron diferencias significativas ( $p \leq 0,05$ ) entre los valores para cada tratamiento. Se observa que el mayor porcentaje de remoción de fósforo se obtuvo para el tratamiento con adición de nutrientes, esto se atribuye a que la concentración de fósforo en la entrada fue superior, existiendo una mayor disponibilidad del mismo.

Se infiere que la remoción de fósforo en estos tratamientos ocurrió por acción de las bacterias acumuladoras de fósforo (BAF), las cuales son aeróbicas y absorben el fósforo durante el ciclo operacional para acumularlo internamente en presencia de oxígeno disuelto y alta concentración de sustrato, requisito indispensable para la remoción de fósforo.

Estas bacterias acumulan el fósforo durante la fase de reacción, después liberado en la sedimentación, donde no hay aireación y se convierte en una fase anaeróbica. Alternar la biomasa entre la sedimentación, que sería la etapa anaerobia, y la etapa aeróbica, permitió que las bacterias absorban mayor cantidad de fósforo del que realmente necesitan, una gran ventaja que suele presentarse en los reactores por carga.

## Conclusiones

Las propiedades fisicoquímicas analizadas durante la investigación permitieron caracterizar el agua residual proveniente de la planta de procesadora de hortalizas como un efluente ligeramente ácido, con alta concentración de materia orgánica y un déficit de macro-nutrientes como fósforo y nitrógeno.

El efluente de la planta de alimentos no cumplió con los límites establecidos por la normativa venezolana para descarga en cuerpos de agua, en lo que respecta al pH,  $DBO_{5^{20}}$ ,  $DQO_T$  y SST.

La adición de macro-nutrientes como estrategia operacional en el reactor por carga secuencial no mejoró la remoción de materia orgánica, es decir, que la biomasa microbiana fue capaz de remover la materia orgánica del agua residual a pesar de las limitaciones nutricionales, ya que el reactor operado sin adición de nutrientes permitió remociones de  $DQO_T$  cercanas al 80%.

## Agradecimiento

Al Consejo de Desarrollo Científico, Humanístico y Tecnológico (CONDES) de la Universidad del Zulia, por el financiamiento parcial otorgado para esta investigación.

## Referencias Bibliográficas

- Abril, G. y Frankignoulle, M. (2001). Nitrogen-alkalinity interactions in the highly polluted Scheldt basin (Belgium). *Water Research*, 35(3):844–850.
- APHA, AWWA y WCF. (2005). Standard methods for examination of water and wastewater. 21th edition. Washington D.C.: American Public Health Association. p.p. 1023.
- Arellano, R. (2005). Evaluación de la proliferación de bulking en sistemas de tratamiento de lodos activos. Trabajo especial de grado para optar título de Ingeniero Civil. Universidad del Bio-Bio, Concepción, Chile.
- Blanco, A., Tovar, J. y Fernández, M. (2004). Caracterización nutricional de los carbohidratos y composición centesimal de raíces y tubérculos tropicales cocidos en Costa Rica. *Archivos Latinoamericanos de Nutrición*. 54(3):322-327.
- Contreras, E., Bertola, N., Zaritzky, N. (2001). The application of different techniques to determine activated sludge kinetic parameters in a food industry wastewater. *Water SA*, 27(2):169-176.
- Decreto 883 (1995). Normas para la Clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y de los vertidos líquidos. Decreto 883. Gaceta No. 5021. 18-12-1995. Venezuela.

- Díaz, A, Ferrer, P, Mazzolo, E, Ferrer, M, Rincón, N y Colina, G. (2010). Remoción simultánea de nitrógeno, DQO y fenol en un efluente sintético utilizando reactores SBR. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 33(3):205-21
- Fresenius, W., Schneider, W., Böhnke, B. y Pöppinghaus, K. (1989). *Wastewater technology: origin, collection, treatment and analysis of wastewater*. Nueva York: Springer-Verlag
- Fuentes, J. (1999). *El Suelo y sus fertilizantes*. Editorial S.A. Mundi-Prensa. España.
- Garzón M. (2005). Mecanismos no convencionales de transformación y remoción del nitrógeno en sistemas de tratamiento de aguas residuales. *Ingeniería Hidráulica en México*, 20(4):137-149.
- Gürtekin, E. (2011). Effect of influent c/p ratio on biological phosphorus removal in anaerobic/anoxic sequencing batch reactor. *International journal of academic research*, 3(2):89 -92.
- Kargi, F.; Uygur, A. (2003). Nutrient removal performance of a five-step sequencing batch reactor as a function of wastewater composition. *Process Biochemistry*, 38:1039-1045.
- Lefebvre O., N. Vasudevan, M. Torrijos, K. Thanasekaran y R. Moletta. (2005). Halophilic biological treatment of tannery soak liquor in a sequencing batch reactor. *Water Research*, 39:1471-1480.
- Louzeiro, N., Mavinic, D., Oldham, W., Meisen, A y Gardner, I. (2002). Methanol induced biological nutrient removal kinetics in a full scale sequencing batch reactor. *Water Research* 36:2721-2732.
- Metcalf y Eddy. (2003). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Cuarta edición. Editorial McGraw-Hill. Madrid, España.
- Minguez, M., Pérez, A. y Hornero D. (2005). Pigmentos carotenoides en frutas y vegetales, mucho más que simples colorantes naturales. Grupo de Química y Bioquímica de pigmentos. Departamento de Biotecnología de alimentos. Instituto de la grasa. Sevilla, España, p 7.
- Oliva, L., Zaiat, M. y Foresti, E. (1995). Anaerobic reactors for food processing wastewater treatment: Established technology and new developments. *Water Science and Technology*, 32(12): 157-163.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). (1993). *Assessment of sources of air, water, and land pollution*, World health organization, Geneva, Switzerland.
- Pascual, A. (2008). *Gestión y mantenimiento de depuradoras en industrias agroalimentarias*. Curso de formación específica para técnicos de la industria agroalimentaria. Centro tecnológico AINIA. España

Pérez, A., Torres, P. y Silva, J. (2009). Tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. Optimización de variables ambientales y operacionales. *Revista DYNA*, 139-148.

Pire, M., Palmero, J., Araujo, I. y Díaz, A. (2010). Tratabilidad del efluente de una tenería con presencia de cromo usando un reactor por carga secuencial. *Revista Científica*, 20(4):390-398.

Ramallo, R. (1993). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Editorial Reverté, Barcelona.

Robinson, D. (1991). *Bioquímica y valor nutritivo de los alimentos*. Editorial Acribia. Madrid, España. 530 p.

Roy, D., Hassan, K. y Boopathy, R. (2010). Effect of carbon to nitrogen (C:N) ratio on nitrogen removal from shrimp production waste water using sequencing batch reactor. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 37:1105–1110

Xu, Y., Chen, T., Cui, F. y Shi, W. (2006). Effect of reused alum-humic-flocs on coagulation performance and floc characteristics formed by aluminum salt coagulants in humic-acid water. *Chemical Engineering Journal*, 287:225–232.