



Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas

ISSN: 2007-0934

revista_atm@yahoo.com.mx

Instituto Nacional de Investigaciones

Forestales, Agrícolas y Pecuarias

México

López Hernández, Isaías; Vásquez Arroyo, Jesús; Álvarez Reyna, Vicente de Paul
Remoción biológica de nutrientes en aguas residuales urbanas con fotobiorreactores
utilizando microalgas
Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, núm. 17, noviembre-diciembre, 2016, pp. 3569-
3580
Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias
Estado de México, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=263149506015>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Remoción biológica de nutrientes en aguas residuales urbanas con fotobiorreactores utilizando microalgas*

Biological nutrient removal in wastewater urban with photobioreactor using microalgae

Isaías López Hernández^{1§}, Jesús Vásquez Arroyo¹ y Vicente de Paul Álvarez Reyna¹

¹Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro- Unidad Regional Laguna. Posgrado en Ciencias Agrarias. Periférico Raúl López Sánchez, s/n Col. Valle Verde. C. P. 27057. Torreón, Coahuila. México. [§]Autor para correspondencia: isaiaus@hotmail.com.

Resumen

En el mundo se generan anualmente 330 km³ de aguas residuales urbanas de las cuales en México se producen 6.7 km³, de éstas sólo 47.5% son tratadas. Un porcentaje alto de las aguas tratadas, se hacen de manera deficiente; por lo tanto, queda poca agua para volverse a usar. Se evaluó, el uso de fotobiorreactores, para el tratamiento de las aguas residuales urbanas en Torreón, Coahuila, México. Se utilizaron cuatro biorreactores piramidales en lote, con capacidad de 28.5 L cada uno para el tratamiento del agua residual. Tres tratamientos y un control con tres repeticiones fueron evaluados durante cuatro días. El tratamiento T1 [agua residual 80% + mezcla de microalgas 20% (v/v)], T2 [75% de agua residual + 20% de mezcla con microalgas y 5% de lodos activados] y T3 [80% de agua residual + 20% de mezcla de microalgas y adición de N (30 ppm) y P (2.5 ppm)] y el control [agua residual]. Se logró una alta remoción de la demanda química de oxígeno del 98.1, 97.7 y 93.5% para T1, T2 y T3, mientras que para N y P (87.5, 78.9, 88.6, 73.7, 85.5 y 89.5%) y la reducción de la conductividad eléctrica de 25, 32.2 y 11.4% respectivamente. Los fotobiorreactores generaron al final del experimento: agua para reuso y biomasa con importante contenido de proteína.

Palabras claves: coliformes fecales, fotobiorreactor, remoción biológica de nutrimentos, reuso de agua.

Abstract

In the world generated annually 330 km³ of urban wastewater in Mexico which produced 6.7 km³, of these only 47.5% are treated. A high percentage of treated water, poorly made; therefore, there is little water for reuse. It was evaluated using photobioreactors, for the treatment of urban wastewater produced in Torreón, Coahuila, Mexico. Four pyramidal bioreactors were used in batch, with a capacity of 28.5 L each for wastewater treatment. Three treatments and a control with three replicates were evaluated for four days. Treatment T1 [water residual 80% + mixture of microalgae 20% (v/v)], T2 [75% residual water + 20% mixture with microalgae and 5% activated sludge] and T3 [80% residual water + 20% mixture of microalgae and addition of N (30 ppm) and P (2.5 ppm)] and control [wastewater]. A high removal of chemical oxygen demand of 98.1, 97.7 and 93.5% for T1, T2 and T3 was achieved, while for N and P (87.5, 78.9, 88.6, 73.7, 85.5 and 89.5%) and reduced electrical conductivity of 25, 32.2 and 11.4% respectively. The photobioreactor generated at the end of the experiment: water for reuse and biomass with significant protein content.

Keywords: biological nutrient removal, fecal coliform, photobioreactor, water reuse.

Introducción

En el mundo se generan cada año 330 km³ de agua residual urbana que podrían irrigar y fertilizar cultivos agrícolas y producir biogás para suministrar energía a millones de productores (Mateo-Sagasta *et al.*, 2015). Tratadas o sin tratar, se utilizan principalmente para irrigar regiones áridas y semiáridas (Tunc y Sahin, 2015). Sin embargo, solamente una pequeña porción son tratadas y, la proporción que se reutiliza de manera segura es aún más reducida que la que existe para reuso directo e indirecto sin tratar (Mateo-Sagasta *et al.*, 2015).

Más de 80% de las aguas residuales en los países en vías de desarrollo se descargan sin tratamiento, contaminando ríos, lagos y zonas costeras (Scott *et al.* 2004). En México se genera 6.7 km³ de aguas residuales, con una cobertura de tratamiento de 47.5% (SEMARNAT, 2015). Un porcentaje importante del agua que se trata se realiza de manera deficiente, siendo poca el agua disponible para reutilizarse y resulta de baja calidad (Mahapatra *et al.*, 2013). Existen normas internacionales que regulan la calidad de las aguas residuales para su reuso en la agricultura, sin embargo, algunos países no tienen implementadas aún normas propias (Veliz *et al.* 2009).

El reúso del agua residual, es una estrategia fundamental para conservar el agua (Wester *et al.*, 2015). El crecimiento demográfico, la urbanización e incremento en el consumo de agua en hogares, agricultura e industria son algunos factores que han acrecentado la demanda, conduciendo a su vez la escasez del recurso (SEMARNAT, 2014). Esta situación, propicia la carencia de viabilidad económica de los proyectos de tratamiento, referentes a recursos hídricos, ligado a la incorrecta reutilización del agua tratada obtenida, lo que genera un bajo o nulo beneficio económico para su venta a los sectores industriales o agropecuarios. Esto, a corto o mediano plazo, genera insolvencia en los sistemas y entidades responsables de la operación de las plantas de tratamiento, comprometiendo seriamente su continuidad operativa (Wichelns *et al.*, 2015).

Algunas especies de algas han sido estudiadas por décadas dado su alto contenido de lípidos, rápido crecimiento y capacidad de secuestro de CO₂ atmosférico (Chen 2004). Diversos estudios y evaluaciones de energía se han llevado a cabo desde los años 70's con resultados ampliamente variables. Las variaciones se pueden atribuir a la complejidad del cultivo, la carencia de datos de campo y el hecho de que los análisis de ciclo de vida, no eran una metodología apropiada en los años 70's-80's, cuando las algas se estudiaron

Introduction

In the world are generated each year 330 km³ of urban waste water that could irrigate and fertilize crops and produce biogas to power millions of producers (Mateo-Sagasta *et al.*, 2015). Treated or untreated, they are mainly used to irrigate arid and semiarid regions (Tunc and Sahin, 2015). However, only a small portion are treated and the proportion that is reused safely is even smaller than exists for direct and indirect reuse untreated (Mateo-Sagasta *et al.*, 2015).

Over 80% of sewage in developing countries is discharged untreated, polluting rivers, lakes and coastal areas (Scott *et al.* 2004). In Mexico 6.7 km³ of wastewater is generated, covering treatment 47.5% (SEMARNAT, 2015). A significant percentage of water is performed poorly, with little water available for reuse and is of low quality, so they are little used (Mahapatra *et al.*, 2013). There are international standards governing the quality of wastewater for reuse in agriculture, however, some countries have not implemented yet own rules (Veliz *et al.* 2009).

The reuse of wastewater, is fundamental strategy to conserve water (Wester *et al.*, 2015). The population growth, urbanization and increased water consumption in households, agriculture and industry are some of the factors that have significantly increased demand, leading in turn resource scarcity (SEMARNAT, 2014). This situation favors the lack of economic viability of treatment projects, concerning water resources, linked to improper reuse of treated water obtained, which generates a low or no economic benefit to its sale to industrial or agricultural sectors. This, in the short or medium term, generates insolvency systems and entities responsible for the operation of treatment plants, seriously compromising their operational continuity (Wichelns *et al.*, 2015).

Some species of algae have been studied for decades because of its high lipid content, rapid growth and ability to sequestration of atmospheric CO₂ (Chen, 2004). Various studies and energy assessments have been carried out since the 70's with widely varying results. The variations can be attributed to the complexity of culture, lack of field data and the fact that the life-cycle assessment, were not an appropriate methodology in the 70's-80's, when the algae are widely studied (Sturm *et al.*, 2011). Moreover,

ampliamente (Sturm *et al.*, 2011). Por otra parte, las algas pueden considerarse como agentes eficientes para remover nutrientes como lo son nitrógeno, fósforo y potasio, entre otros (Mahapatra *et al.* 2013); como sustrato para la producción de biogás; como un medio selectivo para la remoción de metales pesados (cadmio, plomo y cromo) (Mehrabadi *et al.*, 2015). Otro de los beneficios de las algas es su tendencia a incrementar el pH del agua y por tanto la eliminación de patógenos (Munoz y Guieysse, 2006; SEMARNAT, 2015).

Con el fin de buscar esquemas que garanticen un correcto tratamiento de aguas residuales a bajo costo de inversión, se estudió un sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas mediante fotorreactores expuestos al ambiente, con el fin de obtener agua segura y biomasa con valor comercial por su alto contenido de proteína (Bajpai *et al.*, 2014).

Materiales y métodos

Área del estudio

Los reactores expuestos al ambiente se ubicaron en la planta de tratamiento de agua residual Municipal de Torreón (PTAR) Coahuila, México, ubicada a 25° 30' 50.3" latitud norte; 103° 19' 16.8" longitud oeste y 1 125 msnm. El estudio se realizó durante el periodo de agosto a octubre del 2015.

Puesta en marcha de los fotobiorreactores

Un fotobiorreactor es un término que se a usado para canales y lagunas cerradas, con el fin de producir biomasa; sin embargo, el concepto se ha reservado para dispositivos que permitan cultivos monoespecíficos, con el completo aislamiento de contaminación ambiental (Molina Grima *et al.*, 1999). Los fotobiorreactores fueron diseñados para cultivar biomasa microbiana fotosintética, como las microalgas que tratarán el agua residual en corto tiempo y a su vez generan biomasa con potencial diverso. El diseño del equipo consistió de cuatro reactores piramidales de 2 m de altura, se colocó una manguera de plástico transparente con un diámetro de 0.019 m y longitud de 100 m, para un volumen total de 28.5 L. La manguera se conectó a un contenedor de 200 L, contando con una bomba de agua modelo AP5500, 120 V, 60 Hz, 0.62 A, y un caudal de 662.4 L h⁻¹ que se encendía a las 8:00 h y apagaba a las 20:00 h. Las tomas de muestras se realizaron en cuatro horarios: 9:00, 11:00, 13:00 y 15:00.

the algae can be considered as efficient agents to remove nutrients such as nitrogen, phosphorus and potassium, among others (Mahapatra *et al.*, 2013); as a substrate for the production of biogas; as a selective medium for the removal of heavy metals (cadmium, lead and chromium) (Mehrabadi *et al.*, 2015). Another benefit of algae is its tendency to increase the pH of the water and thus the elimination of pathogens (Muñoz and Guieysse, 2006; SEMARNAT, 2015).

In order to find schemes to ensure proper treatment of wastewater at low cost investment and treatment, a treatment system for domestic wastewater was studied by photoreactors exposed to the environment, in order to obtain safe water and biomass with commercial value for its high protein content (Bajpai *et al.*, 2014).

Materials and methods

Study area

The reactors exposed to the environment were located in the Municipal treatment plant wastewater from Torreón (PTAR) Coahuila, Mexico, located at 25° 30' 50.3" north latitude; 103° 19' 16.8" west longitude and 1 125 meters. The study was conducted during the period from August to October of 2015.

Commissioning of the photobioreactor

A photobioreactor is a term that has been applied to channels and closed gaps, in order to produce biomass, however, the concept has been reserved for devices that allow monospecific crops with complete isolation of environmental pollution (Molina- Grima *et al.*, 1999). The bioreactors were designed to cultivate photosynthetic microbial biomass such as microalgae that will treat waste water in a short time and in turn generate biomass with different potential as the regional bioeconomy. The design team consisted of four pyramidal reactors of 2 m of height a clear plastic hose was placed with a diameter of 0.019 m and length of 100 m, for a total volume of 28.5 L. The hose was connected to a container 200 L, with a water pump model AP5500, 120 V, 60 Hz, 0.62 a, with a flow rate of 662.4 L h⁻¹ which was lit at 8:00 AM extinguished at 20:00 h. The samplings were conducted in four times: 9:00, 11:00, 13:00 and 15:00.

Métodos analíticos

Se determinaron las concentraciones de oxígeno disuelto (OD); sólidos suspendidos totales (SST); demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), grasas y aceites, determinación de coliformes fecales (CF) y huevos de helmintos (HH) de acuerdo con las metodologías propuestas por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Rice *et al.*, 2012). Los valores de pH se obtuvieron empleando un electrodo de vidrio (Ultra BASIC Series Meter; Denver, Colorado, USA) y la conductividad eléctrica (CE) empleando un equipo HANNA (HANNA HI 993310 Ann Arbor, Michigan, USA). Las concentraciones de Fósforo total (P), Nitrógeno total (N) y demanda química de oxígeno (DQO), fueron determinadas empleando equipo HACH (DR/890; Loveland, Colorado, USA), considerando las instrucciones del fabricante.

Diseño experimental

Para evaluar el efecto de los tratamientos, se utilizó un diseño experimental completamente al azar, con un control (agua residual) y tres tratamientos: T1= agua residual 80% + mezcla de microalgas 20% (v/v); T2= 75% de agua residual + 20% de mezcla de microalgas y 5% de lodos activados y T3= 80% de agua residual + 20% de mezcla de microalgas y adición de N (30 ppm) y P (1.2 ppm) con tres repeticiones cada uno. Para el análisis de varianza, se utilizó un modelo de efectos fijos y comparación de medias por diferencia mínima significativa (DMS) al 5% (Paulson, 2008).

Resultados y discusión

En el Cuadro 1 muestra el control que representa el agua residual utilizada en los tratamientos, corresponde a una típica agua residual urbana, que por sus concentraciones se clasifica como de composición media (Rawat *et al.*, 2011).

Variaciones del OD (mg L⁻¹) y pH

El nivel de OD en aguas naturales y residuales depende de las actividades físicas, químicas y bioquímicas del receptor de agua. Su cuantificación es determinante en la polución del agua y en el control de procesos de tratamiento de desechos (Rice *et al.*, 2012). Los cambios en el OD y pH en los fotobiorreactores con tres tratamientos se presentan en la Figura 1.

Analytical methods

The concentrations of dissolved oxygen (OD) were determined; total suspended solids (SST); biochemical oxygen demand (DBO₅), fats and oils, determination of fecal coliforms (CF) and helminth eggs (HH) according to the methodologies proposed by Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Rice *et al.*, 2012). The pH values were obtained using a glass electrode (Ultra BASIC Series Meter; Denver, Colorado, USA) and electrical conductivity (CE) using a computer HANNA (HANNA HI 993310 Ann Arbor, Michigan, USA). The concentrations of total phosphorus (P), total nitrogen (N) and chemical oxygen demand (DQO) were determined using equipment HACH (DR/890; Loveland, Colorado, USA), considering the manufacturer's instructions.

Experimental design

To evaluate the effect of treatments used a completely randomized experimental design with a control (wastewater) and three treatments: T1= 80% residual water mixture microalgae + 20% (v/v); T2= 75% residual water + 20% mixture with microalgae and 5% activated sludge and T3= 80% residual water + 20% mixture of microalgae and addition of N (30 ppm) and P (1.2 ppm) three repetitions each. For the analysis variance were used fixed effects model and comparison of means by least significant difference (DMS) at 5% (Paulson, 2008).

Results and discussion

As shown in Table 1, the control represents the residual water used in treatments, corresponding to a typical urban wastewater, which by their concentrations is classified as medium composition (Rawat *et al.*, 2011).

Variations OD (mg L⁻¹) and pH

The DO level in natural and wastewater depends on the physical, chemical and biochemical receptor activities water. Quantification is crucial in water pollution control and waste treatment processes (Rice *et al.*, 2012). Changes in behavior of OD and pH in the photobioreactor with three treatments are presented in Figure 1.

Las concentraciones iniciales de OD en los tratamientos T1, T2, y T3 fueron: 0.25, 0.02 y 1.03 mg L⁻¹ e incrementándose a 14.54, 19.46 y 19.46 después de cuatro días respectivamente, concentraciones muy superiores a los reportados por Prakash Maity *et al.* (2014), los valores promedio de T2, a las 15:00 h son similares a las concentraciones para un mezclado de 300 rpm, reportadas por Su *et al.* (2012a). Los resultados presentaron diferencias, destacando T2 y T3 que fueron estadísticamente diferentes a T1, lo que implica el efecto de lodos activados (carga microbiana heterotrófica) y la adición de N y P al agua residual, así mismo y de manera indirecta, implica una estimulación a la producción de biomasa y por tanto O₂, como se observa en el segundo y tercer día en horario de las 15:00 h, confirmándose que no se presentaron

The initial concentrations of OD in T1, T2 and T3 treatments were: 0.25, 0.02 and 1.03 mg L⁻¹ and increasing to 14.54, 19.46 and 19.46 after four days respectively, much higher concentrations than those reported by Prakash Maity *et al.* (2014), the average values of T2, at 15:00 h are similar to the concentrations for mixing 300 rpm, reported by Su *et al.* (2012a). The results showed differences, highlighting T2 and T3 were statistically different to T1, which means the effect of activated sludge (bioburden heterotrophic) and addition of N and P to the waste water, likewise and indirectly involves stimulation biomass production and thus O₂, as shown in the second and third day schedule 15:00 h, confirming that were not presented.

Cuadro 1. Resultados del tratamiento del agua residual por cuatro días con microalgas, cada tratamiento incluye un control.

Table 1. Results of treatment of waste water for four days with microalgae, each treatment includes a control.

Variables	CE (mS cm ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)	DBO ₅ (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	Aceites y grasas (mg L ⁻¹)	N (mg L ⁻¹)	P (mg L ⁻¹)	Huevos de helmintos (huevos L ⁻¹)	CF (MPN 100 mL ⁻¹)
Influyente T1	1.4	0.01	290	536	270	41	40	7.6	17	95*10 ⁶
Control	1.05	12.7	138	374	198	8.64	17	4	Ausentes	210
Floculado T1	1.3	7	4	10	12	6	5	2	Ausentes	23
Influyente T2	1.46	0.01	280	529	280	70	38	6.9	14	120*10 ⁶
Control	0.99	17.16	129	371	218	18	15	3	Ausentes	42
Floculado T2	1.26	6.8	4	12	10	12	8	1	Ausentes	11
Influyente T3	1.58	0.01	324	614	300	40	70	9.5	13	93*10 ⁶
Control	1.400	18.76	61	190	147	21	17	3	Ausentes	75

CE= conductividad eléctrica; OD= oxígeno disuelto; DBO₅= demanda bioquímica de oxígeno; DQO= demanda química de oxígeno; SST= sólidos suspendidos totales; N= nitrógeno total; P= fósforo total; CF= coliformes fecales.

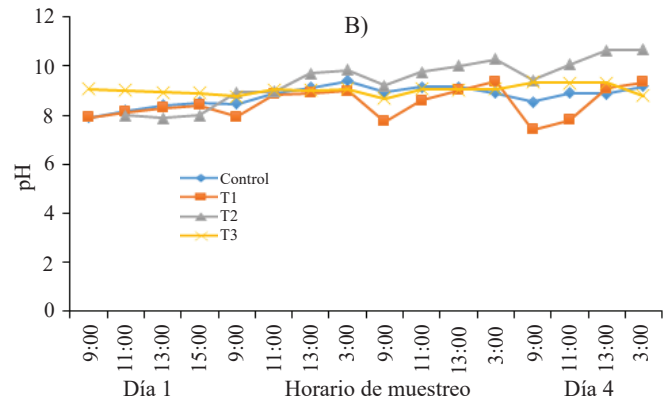
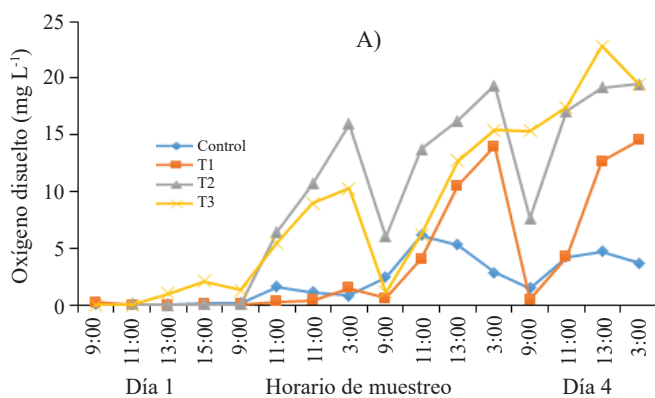


Figura 1. Cambios en pH (A) y oxígeno disuelto (B) del agua residual tratada con microalgas durante cuatro días.
Figure 1. Changes in pH (A) and dissolved oxygen (B) of treated wastewater using microalgae for four days.

Las concentraciones iniciales de OD en los tratamientos T1, T2, y T3 fueron: 0.25, 0.02 y 1.03 mg L⁻¹ e incrementándose a 14.54, 19.46 y 19.46 después de cuatro días respectivamente, concentraciones muy superiores a los reportados por Prakash Maity *et al.* (2014), los valores promedio de T2, a las 15:00 h son similares a las concentraciones para un mezclado de 300 rpm, reportadas por Su *et al.* (2012a). Los resultados presentaron diferencias, destacando T2 y T3 que fueron estadísticamente diferentes a T1, lo que implica el efecto de lodos activados (carga microbiana heterotrófica) y la adición de N y P al agua residual, así mismo y de manera indirecta, implica una estimulación a la producción de biomasa y por tanto O₂, como se observa en el segundo y tercer día en horario de las 15:00 h, confirmándose que no se presentaron limitaciones de nutrimentos, luz, pH como tampoco de fuente de carbono, como lo indican Urrutia *et al.* (1995) y Su *et al.* (2012b).

Su *et al.* (2012b) reportaron promedios 2 mg L⁻¹ de OD, para después disminuir a 0.2. Por lo tanto, después de consumo del O₂ en el agua residual, el O₂ que se libera por la fotosíntesis de las algas se consume inmediatamente por las bacterias aerobias, nuestros resultados confirman el efecto de la radiación solar y el tiempo, sobre los niveles de producción de O₂, donde el control y el T1, tardaron dos días en producir OD, no así para T2 y T3, que lo realizaron al primer y segundo día de tratamiento del agua residual respectivamente y presentaron diferencias altamente significativas ($p < 0.01$) a las 13:00 y 15:00 h. Por lo tanto, T1 incrementó el OD a partir del tercer día, resultado que concuerda con lo reportado por Su *et al.* (2012b). Asimismo, Su *et al.* (2012a), demostraron que, en ausencia de luz, el OD se reduce significativamente, debido principalmente por la baja actividad autotrófica algal y el intenso proceso de nitrificación al segundo y octavo día de su experimento; no existiendo diferencia si se ilumina por 12 o 24 h durante los 12 días que duró el estudio.

En nuestros resultados Figura 1, los tratamientos T2 y T3, presentaron un efecto significativo ($p < 0.05$), a partir del segundo día, lo que implica que será posible sustituir la incorporación de N y P, mediante la aplicación de lodos activados para incrementar la producción de biomasa y con ello la posibilidad de una reducción significativa de los costos de producción de biomasa algal para la obtención de biodiesel a bajo costo como lo señalan Mehrabadi *et al.* (2015). Observándose que T3, en el primer día de tratamiento y en horario de 13:00 h, su OD fue de 0.98 mg L⁻¹, comportamiento similar a lo reportó por Su *et al.* (2012b) con un pH más bajo, donde ellos utilizaron

The initial concentrations of OD in T1, T2 and T3 treatments were: 0.25, 0.02 and 1.03 mg L⁻¹ and increasing to 14.54, 19.46 and 19.46 after four days respectively, much higher concentrations than those reported by Prakash Maity *et al.* (2014), the average values of T2, at 15:00 h are similar to the concentrations for mixing 300 rpm, reported by Su *et al.* (2012a). The results showed differences, highlighting T2 and T3 were statistically different to T1, which means the effect of activated sludge (bioburden heterotrophic) and addition of N and P to the waste water, likewise and indirectly involves stimulation biomass production and thus O₂, as shown in the second and third day schedule 15:00 h, confirming that were not presented limitations of nutrients, light, pH nor source carbon, as indicated Urrutia *et al.* (1995) and Su *et al.* (2012b).

Su *et al.* (2012b) reported average 2 mg L⁻¹ of DO, then decrease to 0.2. Therefore, after consumption of O₂ in the waste water, the O₂ that is released by the photosynthesis of algae is immediately consumed by the aerobic bacteria, our results confirm the effect of solar radiation and the time, on the levels of production of O₂, where control and T1, took two days to produce OD, not for T2 and T3, which made the first and second day of treatment of waste water respectively and showed highly significant differences ($p < 0.01$) 13:00 and 15:00. Therefore, T1 increased the OD from the third day, a finding consistent with that reported by Su *et al.* (2012b). In addition, Su *et al.* (2012a) showed that, in the absence of light, the OD is significantly reduced, due mainly by low autotrophic algal activity and intense nitrification the second and eighth day of the experiment; there being no difference if it lights for 12 or 24 h during the 12 days of the study.

In our results Figure 1, T2 and T3 treatments had a significant effect ($p < 0.05$), from the second day, which means that it will be possible to replace the incorporation of N and P, through the application of activated sludge to increase biomass production and thus the possibility of a significant reduction in production costs of algal biomass for obtaining biodiesel at low cost as pointed Mehrabadi *et al.* (2015). The T3 observed that, on the first day of treatment and from 13:00 h, the OD was 0.98 mg L⁻¹, behavior similar to that reported by Su *et al.* (2012b) with a lower pH, where they used algae/activated sludge mixtures and only performed sampling at noon and at the start of the test, our study, T3 incorporates N and P fertilizer.

For pH variable, it is considered that the optimum in microalgae ranges from 7-9, being better between 8.2-8.7. It has been shown that the pH has a marked effect on the production of biomass for species as *Scenedesmus obliquus*

mezclas algas/lodos activados y solamente realizaron la toma de muestra al mediodía y al inicio de la prueba, nuestro estudio, T3 lleva incorporado N y P de fertilizante.

Para la variable pH, se considera que el óptimo en las microalgas oscila entre 7-9, encontrándose mejores resultados entre 8.2-8.7. Se ha demostrado que el pH tiene un efecto marcado sobre la producción de biomasa para especies como *Scenedesmus obliquus* y *Chlorella vulgaris* en cultivos continuos (Azov 1982; Ma *et al.*, 2014). Sin embargo, variaciones en el pH, ha generado que cultivos completos colapsen debido a trastornos de procesos celulares (acumulación de especies reactivas de oxígeno y fenoles) en sistemas cerrados (Mostafa *et al.* 2012). Por los resultados encontrados, T3 presentó un valor constante de pH, independiente de la hora del muestreo, es probable que el efecto se deba a la incorporación de N al sistema, puesto que a este pH se favorece la formación de bicarbonato en el agua tratada y por lo tanto el pH se mantenga constante (Sutherland *et al.*, 2015).

Por otra parte, destacó T2, donde el pH diferente fue estadísticamente significativo ($p < 0.01$) al terminar el proceso (10.6), éstos resultados concuerdan con lo reportado por Richmond (2004), Su *et al.* (2012a), Mostafá *et al.* (2012). Asimismo, Su *et al.* (2012a), utilizando diferentes velocidades de mezclado (sin mezclar, 100 y 300 rpm), con resultados similares en los primeros cuatro días, al igual que si se mantiene el fotobiorreactor iluminado o no por 12 ó 24 h, en este tiempo, cambios de pH se observaron después de los seis y hasta los 10 días de estudio.

Por otra parte, nuestros resultados, difieren a los reportados por Prakhas-Maity *et al.* (2014), En los cuales el pH disminuyó (7), durante un tiempo de incubación de siete días en un fotobiorreactor, utilizando la cepa de *Leptolyngbya* sp. JPMTW1, esto podría deberse a que la especie es capaz de usar los elementos alcalinos y por lo tanto a su disminución en el medio o formación de compuestos ácidos, por ejemplo, el ácido carbónico durante el cultivo, como se indica por Richmon (2004). Goldamn *et al.* (1982), señalan que los límites de tolerancia al pH están gobernados tanto por influencia química del medio de crecimiento o por efectos metabólicos de la célula. Además, la máxima tolerancia al pH no está influenciada por la disponibilidad de carbono inorgánico (Mostafa *et al.*, 2012); sin embargo, Su *et al.* (2012a), consideran que los incrementos de pH encontrados por ellos se debe al consumo de C inorgánico fotosintetizado, donde una mayor iluminación de su experimento causó un

and *Chlorella vulgaris* in continuous culture (Azov, 1982; Ma *et al.*, 2014). However, variations in pH, has generated that whole cultures collapse due to disorders of cellular processes (accumulation of reactive oxygen species and phenols) in closed systems (Mostafa *et al.*, 2012). By the results, T3 presented a constant pH value, independent of the time of sampling, it is likely that the effect is due to the addition of N to the system, since at this pH the formation of bicarbonate in the treated water is favored and therefore the pH is kept constant (Sutherland *et al.*, 2015).

Moreover, he stressed T2, where the different pH was statistically significant ($p < 0.01$) at the end of the process (10.6), these results are consistent with those reported Richmond (2004), Su *et al.* (2012a), Mostafá *et al.* (2012). In addition, Su *et al.* (2012a), using different mixing speeds (unblended, 100 and 300 rpm), with similar results in the first four days, as if changes enlightened or not photobioreactor is maintained for 12 or 24 h, at this time, pH were observed after six and even 10-day study.

Moreover, our results differ from those reported by Prakhas-Maity *et al.* (2014), In which the pH decreased (7), during an incubation period of seven days in a photobioreactor using strain *Leptolyngbya* sp. JPMTW1, this could be because the species is able to use the alkali elements and therefore their decrease in mean or formation of acidic compounds, for example, carbonic acid during the culture, for indicated Richmon (2004). Goldamn *et al.* (1982), indicate that tolerance limits are governed by both pH chemical influence the growth medium or cell metabolic effects. In addition, the high pH tolerance is not influenced by the availability of inorganic carbon (Mostafa *et al.* 2012); However, Su *et al.* (2012a), consider that increases in pH encountered by them due to the consumption of photosynthate inorganic C, where greater illumination of his experiment caused an increase in the pH (10.6), while treatment lit for 12 h, the pH He ranged from 7.9-9.6. Therefore, pH is the major determinant of the relative concentration of carbonate species in water and could affect the availability of carbon for algal photosynthesis in mass cultures (Mostafa *et al.*, 2012).

In contrast, our study reveals that the fourth day, the waters were processed by a team of pitchers for the separation of microalgae, obtaining a water quality below the ceilings set in the Mexican Standard for reuse (SEMARNAT, 2014), without the need for chemical disinfection, this due to the increase in pH, which could be controlled pathogens, as shown by the results in Table 1.

incremento en el pH (10.6), mientras que el tratamiento iluminaron por 12 h, el pH osciló de 7.9-9.6. Por lo tanto, el pH es el principal determinante de la concentración relativa de especies carbonatadas en el agua y podrían afectar la disponibilidad de carbono para la fotosíntesis algal en cultivos masivos (Mostafa *et al.*, 2012).

En contraste, nuestro estudio revela que al cuarto día, las aguas fueron procesadas mediante un equipo de jarras para la separación de las microalgas, obteniéndose una calidad de agua por debajo de los límites máximos establecidos en la Norma Mexicana para reuso (SEMARNAT, 2014), sin necesidad de aplicar desinfección química, ello debido al incremento del pH, con lo cual se pudo controlar a los patógenos, como lo muestran los resultados del Cuadro 1.

Conductividad eléctrica (CE, mS cm^{-1})

La CE se refiere a la capacidad de una solución acuosa para transportar la corriente eléctrica y la mayoría de los compuestos inorgánicos (iones), los cuales son buenos conductores de electricidad y depende de su concentración, movilidad, valencia y la temperatura de la solución (Mostafa *et al.*, 2012, Prakash Maity *et al.* 2014). Cambios en el comportamiento de la CE se presentan en la Figura 2, esta disminuyó en un 25, 32.2 y 11.4% para los tratamientos con diferencias significativa ($p < 0.05$) para el T3, mientras que T1 y T2 sus valores superan por mucho a los reportadas por Prakash Maity *et al.* (2014), donde la CE de 0.982 se redujo a 854 mS cm^{-1} (13.03%) durante el proceso de tratamiento, asimismo, se destaca que el T2, presentó la tasa de remoción mayor (117 mS cm^{-1}).

De los resultados reportados por Mostafa *et al.* (2012), nuestros tratamientos superaron a la especie de *Nostoccon* los tratamientos T1 y T2 (1.8 y 3.3%), de la misma manera los hicieron respecto de los tratamientos T3 y T4 con la especie *Anabaena* (11.3 y 6.2%), esto demuestra la diversidad fisiológica que pueden presentar las algas para la utilización de nutrientes, en nuestro caso, se empleó un consorcio nativo sujeto a la selección natural del entono y destacar que las determinaciones se hicieron durante cuatro días, mientras que Mostafa *et al.* (2012), duraron 15 días, lo que en función del tiempo, sobresalen de manera significativa, el consorcio utilizado en el presente estudio y que de acuerdo a lo reportado por Zohu *et al.* (2011) las cepas no resultan adecuadas para el tratamiento de aguas residuales urbanas.

Electrical conductivity (CE, mS cm^{-1})

The CE refers to the ability of an aqueous solution to carry electrical current and most inorganic compounds (ions), which are good conductors of electricity and depends on their concentration, mobility, valence and solution temperature (Mostafa *et al.*, 2012, Prakash Maity *et al.* 2014). The changes in behavior of the CE are shown in Figure 2, this decreased by 25, 32.2 and 11.4% for treatments with significant differences ($p < 0.05$) for T3, while T1 and T2 values far outweigh those reported by Prakash Maity *et al.* (2014), where the CE of 0.982 was reduced to 854 mS cm^{-1} (13.03%) during the treatment process also stresses that the T2 presented higher removal rate (117 mS cm^{-1}).

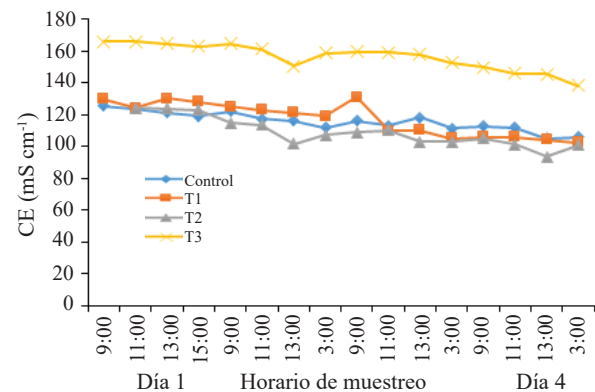


Figura 2. Cambios en CE durante el tratamiento del agua residual con microalgas durante cuatro días.

Figure 2. Changes in CE during wastewater treatment with microalgae for four days.

From the results reported by Mostafa *et al.* (2012), our treatments outperformed the kind of *Nostoccon* in T1 and T2 (1.8 and 3.3%) treatment, the same way they were made in respect of T3 and T4 with the species *Anabaena* (11.3 and 6.2%), this shows physiological diversity that may have algae for use of nutrients, in our case, a native consortium subject to natural selection intone was used and noted that determinations were made for four days while Mostafa *et al.* (2012), they lasted 15 days, which with time, protruding significantly, the consortium used in this study and according to reports from Zohu *et al.* (2011) strains are not suitable for the treatment of urban wastewater.

Proporción y tasa de remoción de nutrientes

La capacidad de los tratamientos para la remoción de nutrientes se puede observar en la Cuadro 1. La proporción de remoción del C orgánico (DQO) (Cuadro 2), fue de 98.1, 97.7 y 93.5 para los tratamientos, T1, T2 y T3. Estos valores, resultaron mejores a los reportados por Sue *et al.* (2012b) y Ma *et al.* (2014), quienes evaluaron mezclas de algas/lodos activados durante ocho días, el patrón de remoción de DQO fue similar en sus cuatro mezclas, indicando que no hubo relación entre remoción de DQO, mientras que sus controles (algas y lodos residuales solos), la eficiencia de remoción fueron de 66.6 y 73.6% respectivamente, mientras que nuestros tratamientos T1 y T2 los supera en la capacidad de remoción y en menor tiempo.

Algunos biosistemas basados en algas se han empleado para tratar aguas residuales urbanas altamente concentradas y su correspondiente DQO fue removido de 2 500 mg L⁻¹ a 250 mg L⁻¹ durante 14 días para el caso de Li *et al.* (2011), por otra parte, remociones significativamente superiores a las encontradas en nuestro estudio se reportan por Ma *et al.* (2014) en solo dos días, utilizando un medio concentrado de bacterias de aguas residuales y diferentes concentraciones de algas.

Proportion and rate of nutrient removal

The ability of treatments for nutrient removal were investigated, as shown in Table 1. The removal ratio of organic C (DQO) (Table 2) was 98.1, 97.7 and 93.5 for treatments, T1, T2 and T3 respectively. These values were better than those reported by Sue *et al.* (2012b) and Ma *et al.* (2014), who evaluated mixtures algae/activated sludge for eight days, the pattern DQO removal was similar in all four mixtures, indicating that there was no relationship between DQO removal, while their controls (algae and sludge alone), the removal efficiency were 66.6 and 73.6% respectively, while our T1 and T2 treatments than those in removal capacity in less time.

Some algae based biosystems been used to treat highly concentrated waste water and the corresponding DQO was removed 2 500 mg L⁻¹ to about 250 mg L⁻¹ for 14 days for the case of Li *et al.* (2011), on the other hand, removals significantly higher than those found in our study reported by Ma *et al.* (2014) in only two days using a concentrated wastewater bacteria and different concentrations of algae medium.

Cuadro 2. Proporción (%) y tasa de remoción de nutrientes en los tratamientos de agua residual.
Table 2. Proportion (%) and rate of nutrient removal in wastewater treatment.

Tratamiento		CE (mS cm ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	N (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	P (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	Aceites y grasas (mg L ⁻¹ d ⁻¹)
Proporción (%)	T1	25 b	98.1 b	95.6 a	87.5	73.7	86.6
	T2	32.2 b	97.7 b	96.4 ab	78.9	85.5	82.6
	T3	11.4 a	93.5 a	97.3 b	88.6	89.5	60
Tasa	T1	87.5 b	131.5 a	64.5 a	8.8	1.4	9.3
	T2	117.5 b	129.3 a	67.5 ab	7.5	1.5	14.5
	T3	45 a	143.5 b	73 b	15.5	2.1	8.5

CE= conductividad eléctrica; DQO= demanda química de oxígeno; SST= sólidos suspendidos totales; N= nitrógeno total; P= fósforo total.

La remoción de N total (Cuadro 2) para los tratamientos fue: 87.5, 78.9 y 88.6%, para los tratamientos T1, T2 y T3 respectivamente, resultados similares a los reportados por Ma *et al.* (2014). Sin embargo, la tasa de remoción para T1, T2 y T3 fue de 8.8, 7.5 y 15.5 mg L⁻¹d⁻¹ respectivamente. De acuerdo a los resultados de Su *et al.* (2012a), los valores para NH₄⁺-N, fueron del orden de 4.3 a 5.4 mg L⁻¹d⁻¹, utilizando cultivos o mezclas (1:1:1) de tres especies de algas (*Chlamydomonas reinhardtii*, *Chlorella vulgaris* y *Scenedesmus rubescens*). En otro estudio Liang *et al.* (2013),

The total removal of N (Table 2) for treatments was: 87.5, 78.9 and 88.6% for treatments T1, T2 and T3 respectively, similar results to those reported by Ma *et al.* (2014). However, the removal rate for T1, T2 and T3 was 8.8, 7.5 and 15.5 mg L⁻¹d⁻¹ respectively. According to the results of Su *et al.* (2012a), the values for NH₄⁺-N, were the order of 4.3 to 5.4 mg L⁻¹d⁻¹, using cultures or mixtures (1:1:1) of three species of algae (*Chlamydomonas reinhardtii*, *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus rubescens*). In another study Liang *et al.* (2013), reported results using total N

reportaron resultados de N total utilizando *Chlorella vulgaris* y *Bacillus licheniformis*, el sistema duró seis días, resultados concordantes a los encontrados, con la diferencia de que estos fueron en cuatro días.

Por otra parte, los resultados encontrados para tasas de remoción, fueron similares a las reportadas por Su *et al.* (2012b), a pesar que nuestros porcentajes fueron menores, sobresalen al obtenerse en cuatro días, mientras que Sue *et al.* (2012b), los encontraron a los 14 días. El estudio de Ma *et al.* (2014), encontraron resultados superiores en sólo dos días. No obstante, los resultados concuerdan con los de Ma *et al.* (2014) debido a que el T3 utiliza enriquecimiento de nutrientes, tanto de N y P, donde el (%) y la tasa de remoción fueron mayores. Por lo tanto, el sistema resultará útil para la remoción de nutrientes con altas tasas de remoción y en subsecuentes estudios se deberá definir el nivel de inóculo de lodos activados a utilizar (T2).

En el Cuadro 1 se presentan los cambios de P total en el experimento. En el Cuadro 2, se presentan la eficiencia de remoción del P, donde se encontraron valores de 73.7%, 85.5% y 89.5% para los tratamientos T1, T2 y T3 respectivamente. Resultados similares son reportados por Shi *et al.* (2014), 78.9%. Estos resultados son superiores a los reportados por Ma *et al.* (2014) sólo que ellos lo realizaron en dos días. Las tasas de remoción fueron muy inferiores a las reportadas por Ma *et al.* (2014) y fueron del orden de 1.4, 1.5. y 2.1 mg L⁻¹d⁻¹ para los tratamientos T1, T2 y T3 respectivamente. Si bien no se observan diferencia notables, en T3, se presenta una mayor remoción y ello se puede explicar por el hecho de encontrarse una mayor concentración de nutrimentos y por tanto una mayor tasa de remoción, por supuesto debido a la presencia de microalgas, que concuerda con lo que se reporta por Ma *et al.* (2014).

Como lo señala Shi *et al.* (2014), es complicado realmente poder realizar comparaciones de eficiencias y tasas de remoción de nutrimentos en virtud de que los estudios no son similares en cuanto a la relación de biomasa algal, con respecto al volumen y tipo de agua residual y la concentraciones de nutrientes y modo de aplicación. Simplemente se toman como referencia para tener elementos de posible discusión y aporte al conocimiento del objeto de estudio: tratamiento de aguas residuales mediante el empleo de microalgas con potencial a la bioeconomía regional.

Chlorella vulgaris and *Bacillus licheniformis*, the system lasted six days, concordant results to those found with the difference that these were in four days.

Moreover, the results found for removal rates were similar to those reported by Su *et al.* (2012b), although our percentages were lower, they stand to be obtained in four days, while Su *et al.* (2012b), they found them at 14 days. The study of Ma *et al.* (2014), found superior results in just two days. However, the results agree with those of Ma *et al.* (2014) because the nutrient enrichment T3 uses both N and P, where (%) and the removal rate were higher. Therefore, the system is useful for nutrient removal with high rates of removal and subsequent studies should define the inoculum level used activated sludge (T2).

In the Table 1 the total P changes in the experiment are presented. In Table 2, the removal efficiency of P, where values of 73.7%, 85.5% and 89.5% for T1, T2 and T3 treatments were found respectively are presented. Similar results are reported by Shi *et al.* (2014), 78.9%. These results are superior to those reported by Ma *et al.* (2014) only that they made in two days. Removal rates were much lower than those reported by Ma *et al.* (2014) were the order of 1.4, 1.5 and 2.1 mg L⁻¹d⁻¹ for T1, T2 and T3 treatments respectively. While notable difference was observed in T3, presents a greater removal and this can be explained by the fact of a higher concentration of nutrients and therefore a higher rate of removal, of course because of the presence of microalgae, which consistent with what is reported by Ma *et al.* (2014).

As noted by Shi *et al.* (2014), it is difficult really to make comparisons of efficiencies and rates of nutrient removal under which the studies are not similar in terms of the ratio of algal biomass, relative to the volume and type of waste water and nutrient concentrations and mode of application. Simply they are taken as a reference to have elements of discussion and possible contribution to the knowledge of the object of study: wastewater treatment by using microalgae potential regional bioeconomy.

Therefore, little is said about the removal of fats and oils, the results found with ratios of 86.6, 82.6 and 60%, with removal rates were 9.3, 14.5 and 8.5 mg L⁻¹d⁻¹ respectively. The T3 stands for the removal ratio with (%) lower, where the treatment had additional contribution of N and P chemical form, whereas for T2, the presence of activated sludge promoted greater assimilation and decomposition of sources available energy.

Por lo tanto, poco se habla de la remoción de grasas y aceites, los resultados encontrados con proporciones de 86.6, 82.6 y 60%, donde las tasas de remoción fueron de 9.3, 14.5 y 8.5 mg L⁻¹d⁻¹ respectivamente. Se destaca T3 para la proporción de remoción con el (%) más bajo, donde el tratamiento contó con aporte adicional de N y P de forma química, mientras que para T2, la presencia de los lodos activados promovió la mayor asimilación y descomposición de fuentes de energía disponibles.

Conclusiones

Los resultados obtenidos en el presente estudio indican que el fotobiorreactor expuesto al ambiente y estudiando un consorcio nativo microalgal, presentó una alternativa de interés en el tratamiento de las aguas residuales; este sistema permite la generación y separación de biomasa microalgas que será susceptible de aprovechamiento en la elaboración de dietas para el ganado regional, así como la obtención de un agua residual para actividades de reuso y que cumple con las especificaciones de normatividad oficial mexicana.

En los tratamientos bastaron cuatro días para que los contenidos de CF se encontraran por debajo de los 240 NMP 100 ml⁻¹, por lo que no fue necesaria la desinfección de las aguas tratadas posteriores a la separación de las microalgas. Será importante considerar el potencial de la mezcla de lodos activados como una alternativa para la sustitución del uso de fertilización química para promover la producción de biomasa en sistemas de alto rendimiento de biomasa. Claro está que se deberá de afinar la concentración de éstos, dado que cuando se realizaron estudios con mezclas microalgas: lodos activados, una mezcla apropiada resultó la de 1:5, aunque no superó a la de usar solamente inoculo algal.

Como se sabe, la causa principal de lo anterior, se debió a que la inoculación de lodo activado propicio la generación de CO₂ en el proceso de tratamiento, lo que incentivó el crecimiento de biomasa algal, tal y como se encuentra por el incremento de las concentraciones de OD durante el día y disminución por la noche. Cabe destacar que este sistema de tratamiento, presenta ventajas significativas con respecto a los tratamientos de aguas residuales de lagunas tradicionales ya que, en cuatro días y con menor área de lagunas, se obtienen efluentes con calidad de reuso que sólo sistemas de tratamiento de lodos activados pueden producir a mayores costos operativos.

Conclusions

The results obtained in this study indicate that the photobioreactor exposed to the environment and studying a native microalgal consortium, presented an interesting alternative in the treatment of wastewater; This system allows the generation and separation of biomass microalgae that will be capable of use in developing diets for regional livestock and obtaining a residual water activities reuse and meets the specifications of Mexican official standards.

In the treatments took four days for the content of CF is found below 240 NMP 100 ml⁻¹, as established by Mexican standards (SEMARNAT, 2014), so that disinfection of treated water later was not necessary to separation of microalgae. It is important to consider the potential of the mixture of activated as an alternative to replace the use of chemical fertilizers to promote the production of biomass in high performance systems sludge biomass. Of course, it should be to sharpen their concentration, given that when studies with mixtures microalgae were made: activated sludge, an appropriate mix turned the 1:5, although it did not exceed that of using only inoculate algal.

As is known, the main cause of the above, it was because inoculation activated sludge enabling the generation of CO₂ in the treatment process, which encouraged the growth of algal biomass, as is the increase in OD concentrations decrease during the day and night. Note that this treatment system has significant advantages over the treatment of wastewater from traditional gaps because in four days and with less area lakes, effluents are obtained quality reuse only treatment systems activated sludge they can produce higher operating costs.

End of the English version



Literatura citada

- Azov, Y. 1982. Effect of pH on inorganic carbon uptake in algal cultures. *Appl. Environ. Microbiol.* 43:1300-1306.
- Bajpai, R.; Prokop, A. and Zappi, M. 2014. *Algal biorrefineries. Cultivation of cell and products.* Springer. Netherlands. 1:331.
- Chen, G. 2004. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separat. Purif. Technol.* 38:11-41

- Goldman, J. C.; Azov, Y.; Riley, C. B. and Dennett, M. R. 1982. The effect of pH in intensive microalgal cultures. I. Biomass regulation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 57:1-13.
- Li, Y.; Chen, Y. F.; Chen, P.; Min, M.; Zhou, W.; Martínez, B.; Zhu, J. and Ruan, R. 2011. Characterization of a microalga *Chlorella* sp. well adapted to highly concentrated municipal wastewater for nutrient removal and biodiesel production. *Bio. Technol.* 102:5138-5144.
- Liang, Z.; Liu, Y.; Ge, F.; Xu, Y.; Tao, N.; Peng, F. and Wong, M. 2013. Efficiency assessment and pH effect in removing nitrogen and phosphorus by algae-bacteria combined system of *Chlorella vulgaris* and *Bacillus licheniformis*. *Chemosphere.* 92:1383-1389.
- Ma, X.; Zhou, W.; Fu, Z.; Cheng, Y.; Min, M.; Liu, Y.; Zhang, Y.; Chen, P. and Ruan R. 2014. Effect of wastewater-borne bacteria on algal growth and nutrients removal in wastewater-based algae cultivation system. *Bio. Technol.* 167:8-13.
- Mahapatra, D. M.; Chanakya, H. N. and Ramachandra, T. V. 2013. Treatment efficacy of algae-based sewage treatment plants. *Environ. Monitor. Assess.* 185:7145-7164.
- Mateo-Sagasta, J.; Raschid-Sally, L. and Thebo, A. 2015. Global wastewater and sludge production treatment and use. In: Drechsel, P.; Qadir, M. and Wichelns, D. (Eds.). *Wastewater*. Springer. Netherlands. 15-38 pp.
- Mehrabadi, A.; Craggs, R. and Farid, M. M. 2015. Wastewater treatment high rate algal ponds (WWT HRAP) for low-cost biofuel production. *Bio. Technol.* 184:202-214.
- Molina, G. E.; Ación, F. F. G.; García, C. F. and Chisti, Y. 1999. Photobioreactors: light regime mass transfer and scaleup. *J. Biotechnol.* 70:231-247.
- Mostafa, S. S. M.; Shalaby, E. A. and Mahmoud, G. I. 2012. Cultivating microalgae in domestic wastewater for biodiesel production. *Not. Sci. Biol.* 4:56-65.
- Muñoz, R. and Guieysse, B. 2006. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. *Water Res.* 40:2799-2815.
- Paulson, D. S. 2008. *Biostatistics and microbiology: a survival manual*. Springer. New York. 222 p.
- Prakash, M. J.; Hou, C. P.; Majumder, D.; Bundschuh, J.; Kulp, T. R.; Chen, C. Y.; Chuang, L. T. Nathan, C. C. N.; Jean, J. S.; Yang, T. C. and Chen, C. C. 2014. The production of biofuel and bioelectricity associated with wastewater treatment by green algae. *Energy.* 78:94-103.
- Rawat, I.; Ranjith, K. R.; Mutanda, T. and Bux, F. 2011. Dual role of microalgae: phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Appl. Energy.* 88:3411-3424.
- Rice, E. W.; Baird, R. B. and Eaton, A. D. 2012. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22th. (Ed.). American Public Health Association Washington D. C. 54:674-689.
- Richmond, A. 2004. *Handbook of microalgal culture: Biotechnology and applied phycology*. Blackwell Science. Ames Iowa. 577 p.
- Scott, C. A.; Faruqi, N. I. and Raschid-Sally, L. 2004. *Wastewater use in irrigated agriculture. Confronting the livelihood and environmental realities*. CAB International. Oxfordshire U. K. 208 p.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2014. *Normas Oficiales Mexicanas*. México, D. F. 66 p.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2015. *Subdirección general de agua potable drenaje y saneamiento. Manual de operación y procedimientos 2015*. México, D. F. 26 p.
- Shi, J.; Podola, B. and Melkonian, M. 2014. Application of a prototype-scale twin-layer photobioreactor for effective N and P removal from different process stages of municipal wastewater by immobilized microalgae. *Bio. Technol.* 154:260-266.
- Sturm, B. S. M. and Lamer, S. L. 2011. An energy evaluation of coupling nutrient removal from wastewater with algal biomass production. *Appl. Energy.* 88:3499-3506.
- Su, Y.; Mennerich, A. and Urban, B. 2012a. Coupled nutrient removal and biomass production with mixed algal culture: impact of biotic and abiotic factors. *Bio. Technol.* 118:469-476.
- Su, Y.; Mennerich, A. and Urban, B. 2012b. Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: influence of algae and sludge inoculation ratios. *Bio. Technol.* 105:67-73.
- Sutherland, D. L.; Howard-Williams, C.; Turnbull, M. H.; Broady, P. A. and Craggs, R. J. 2015. Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bio. Technol.* 184:222-229.
- Tunc, T. and Sahin, U. 2015. The changes in the physical and hydraulic properties of a loamy soil under irrigation with simpler-reclaimed wastewaters. *Agric. Water Manag.* 158:213-224.
- Urrutia, I.; Serra, J. L. and Llama, M. J. 1995. Nitrate removal from water by *Scenedesmus obliquus* immobilized in polymeric foams. *Enz. Microbial. Technol.* 17:200-205.
- Veliz, L. E.; Llanes, O. J. G.; Fernández, L. A. y Bataller, V. M. 2009. Reúso de aguas residuales domésticas para riego agrícola. *Valoración crítica*. *Rev. CENIC Ciencias Biol.* 40:35-44.
- Wester, J.; Timpano, K. R.; Çek, D. D. L.; Fieldstone, S. C. and Broad, K. 2015. Psychological and social factors associated with wastewater reuse emotional discomfort. *J. Environ. Psychol.* 42:16-23.
- Wichelns, D.; Drechsel, P. and Qadir, M. 2015. Wastewater: economic asset in an urbanizing world. In: Drechsel, P.; Qadir, M. and Wichelns, D. *Wastewater economic asset in an urbanizing World*. Springer Dordrecht Netherlands. 3-15 pp.
- Zhou, W.; Li, Y.; Min, M.; Hu, B.; Chen, P. and Ruan, R. 2011. Local bioprospecting for high-lipid producing microalgal strains to be grown on concentrated municipal wastewater for biofuel production. *Bio. Technol.* 102:6909-6919.