

# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica.

## DESEMPENHO ENERGÉTICO E TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA EM FOTOBIOREATOR CONTÍNUO ILUMINADO ARTIFICIALMENTE

\* Raquel Gomes de Oliveira<sup>1</sup>

Fábio Vassoler<sup>1</sup>

Aníbal da Fonseca Santiago<sup>1</sup>

### ENERGY PERFORMANCE AND WASTEWATER TREATMENT IN AN ARTIFICIALLY ILLUMINATED CONTINUOUS PHOTOBIOREACTOR

Recibido el 4 de noviembre de 2018; Aceptado el 5 de febrero de 2020

#### Abstract

*The use of Light Emitting Diodes (LEDs) as a light source have important advantages: high efficiency, high durability and low energy consumption. LEDs can be applied to the illumination of photobioreactors used in the treatment of wastewater for the removal of organic matter, nutrients and pathogens. Most of the research found in the literature makes use of laboratory-scale photobioreactors (usually 1L) and operated in batch mode. Despite the low energy consumption of the LEDs, its use for continuous photobioreactors is questioned, since the energy performance for these systems has not yet been evaluated. Microalgae are cultivated in photobioreactors and, besides promoting the treatment of wastewater, their biomass can be reused to generate different bioproducts. This research evaluated the efficiency of an open photobioreactor illuminated by LED, simulating the operation of a High Rate Algal Pond (HRAP), in the treatment of synthetic wastewater and in the energy aspect as a function of artificial light. The light intensity was  $815 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ . The system was operated continuously under a 7-day hydraulic retention time (HRT). Microalgae productivity was  $6.80 \pm 1.9 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ , and the net oxygen production was  $0.83 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ . The system presented stability and efficiency in the removal of organic matter, represented by Chemical Oxygen Demand (COD), being  $90.3 \pm 1.7\%$  of removal. However, high values of energy consumption indicators were obtained, being  $368.8 \text{ kWh/kg COD removed}$ ,  $287 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$  and  $51.66 \text{ kWh (hab.d)}^{-1}$ .*

**Keywords:** environmental technologies, high rate algal pond, microalgae.

<sup>1</sup> Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil.

\* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Ouro Preto, Morro do Cruzeiro, s/n – Escola de Minas – Bauxita, Ouro Preto, Minas Gerais. 35400-000. Brasil. Email: [raqgoliveira@gmail.com](mailto:raqgoliveira@gmail.com)

## Resumo

O uso de Diodos Emissores de Luz (LEDs) como fonte de iluminação apresenta diversas vantagens: alta eficiência, tempo de vida longo e baixo consumo energético. Os LEDs podem ser aplicados na iluminação de fotobiorreatores para o tratamento de água residuária visando a remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos. A maioria das pesquisas encontradas na literatura faz o uso de fotobiorreatores de escala laboratorial (geralmente 1L) e operados em batelada. Apesar do baixo consumo energético dos LEDs, questiona-se a sua utilização para fotobiorreatores contínuos, uma vez que o desempenho energético para estes sistemas ainda não foi avaliado. Microalgas são cultivadas nos fotobiorreatores e, além de promoverem o tratamento da água residuária, sua biomassa pode ser reaproveitada para gerar diferentes bioprodutos. Esta pesquisa avaliou a eficiência de um fotobiorreator aberto iluminado por LED, simulando o funcionamento de uma Lagoa de Alta Taxa (LAT) no tratamento de água residuária sintética e também avaliou o aspecto energético em função da iluminação artificial. O sistema foi operado em regime contínuo sob tempo de detenção hidráulica (TDH) de 7 dias e intensidade luminosa de  $815 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ . A produtividade de biomassa de microalga foi  $6.80 \pm 1.9 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  e a produção líquida de oxigênio foi  $0.83 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ . O sistema apresentou estabilidade e eficiência na remoção de matéria orgânica, representada pela Demanda Química de Oxigênio (DQO), com  $90.3 \pm 1.7\%$  de remoção. Porém, obtiveram-se valores elevados dos indicadores de consumo de energia para tratamento da água residuária, sendo  $368.8 \text{ kWh/kg DQO removida}$ ,  $287 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$  e  $51.66 \text{ kWh}(\text{hab}\cdot\text{d})^{-1}$ .

**Palavras chave:** lagoa de alta taxa, microalgas, tecnologias ambientais.

## Introdução

A eficiência do tratamento de águas residuárias por microalgas resulta na sua aplicação em uma ampla variedade de sistemas de tratamento, como no tratamento de águas residuárias domésticas (Park e Craggs, 2011), de suinocultura (Godos *et al.*, 2009), águas residuárias municipais (Kim *et al.*, 2014a), da indústria de vinho (Tsolcha *et al.*, 2017) e da pecuária (Shen *et al.*, 2008). Esta aplicação também ocorre no tratamento de águas residuárias agroindustriais, industriais, de fábricas de processamento de alimentos e sistemas baseados em microalgas para a remoção de elementos tóxicos, como chumbo, cádmio, mercúrio e bromo (Jia e Yuan, 2016; Salama *et al.*, 2017).

De acordo com Rawat *et al.* (2011), o cultivo de microalgas visando o tratamento de águas residuárias pode ser realizado em fotobiorreatores abertos como as LATs, em que o tratamento de água residuária em termos de remoção de matéria orgânica ocorre através da interação entre as microalgas e bactérias ou por meio de microalgas mixotróficas. No primeiro caso, as microalgas fornecem oxigênio para as bactérias aeróbias heterotróficas que, por sua vez, biodegradam os poluentes orgânicos e liberam o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) a ser usado pelas microalgas na presença de luz. No segundo caso, as microalgas mixotróficas assimilam tanto  $\text{CO}_2$  quanto moléculas orgânicas como fonte de carbono e utilizam a luz ou a matéria orgânica como fonte de energia (Jia e Yuan, 2016; Salama *et al.*, 2017).

A fonte de iluminação dos fotobiorreatores utilizados para o cultivo de microalgas pode ser luz solar ou artificial (Ooms *et al.*, 2016). A luz solar é uma fonte de energia economicamente viável, por outro lado, a intensidade da luz solar varia entre a alta intensidade nos dias ensolarados e baixa intensidade nos dias chuvosos, o que reduz a atividade fotossintética das microalgas. De acordo com Ooms *et al.*, 2016 e Wang *et al.*, 2007, os atuais sistemas de tratamento biológico de águas residuárias com microalgas têm interferência da intensidade de luz ou comprimento de onda variáveis sob condições naturais. Dessa forma, a luz artificial pode fornecer melhor regulação da luminosidade ao longo do dia.

Dentre as fontes de luz artificiais, os diodos emissores de luz (LEDs) vêm sendo amplamente utilizados no cultivo de microalgas, uma vez que emitem luz em todo espectro visível, sendo possível selecionar o comprimento de onda desejado de forma a melhorar a qualidade e a produtividade de microalgas. Dentre outras vantagens, os LEDs são livres de mercúrio e possuem alto grau de controle espacial e temporal, ou seja, todos os fótons caminham na mesma direção, sem qualquer difusão da luz, garantindo eficiência luminosa (Ooms *et al.*, 2016). Por outro lado, a utilização de LEDs resulta em consumo energético para o cultivo de microalgas e tratamento de água residuária.

Na literatura, encontraram-se diferentes pesquisas (Kim *et al.*, 2013, Kim *et al.*, 2014b) em que foi utilizada a alteração dos comprimentos de onda da luz de LED azul para a luz vermelha na iluminação de fotobiorreatores visando o tratamento de águas residuárias. Estas pesquisas apresentaram um aumento na produtividade das microalgas e maior eficiência na remoção de nutrientes em comparação com a utilização de um comprimento de onda único de LED. Entretanto, esses ensaios foram realizados em pequenos volumes (frascos de 1 litro) e operados em batelada, sendo o controle operacional mais simples.

Diante do exposto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar o tratamento de água residuária em um fotobiorreator aberto simulando o funcionamento de uma LAT operada em regime contínuo e iluminada artificialmente por LED. Buscou-se o controle das condições operacionais do sistema (intensidade da luz e comprimento de onda), além da avaliação do consumo de energia da iluminação artificial.

## Metodologia

### Água residuária sintética doméstica e inóculo de microalgas

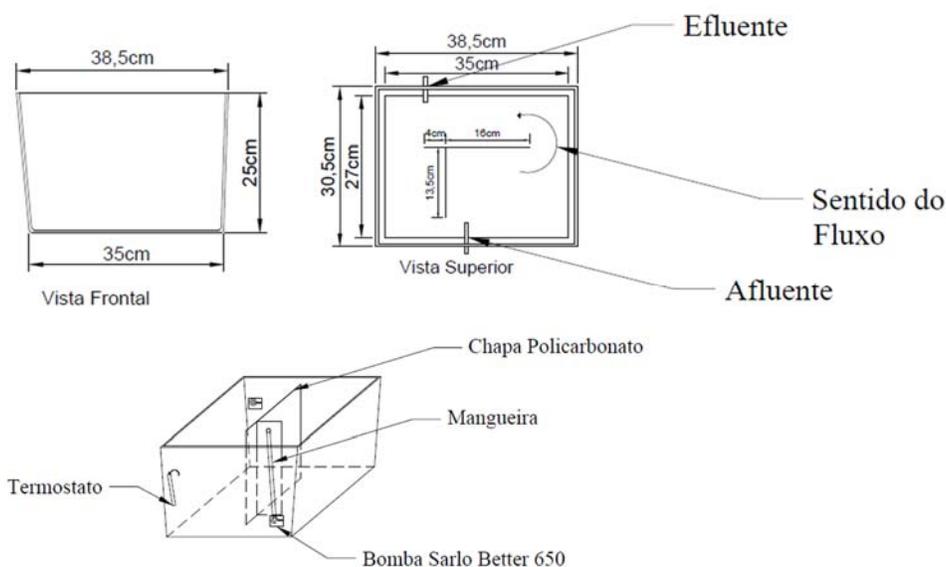
A água residuária sintética utilizada foi elaborada de acordo com a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, 1996) com acréscimo na quantidade de extrato de carne. A modificação foi necessária para aproximar o valor da Demanda Química de Oxigênio (DQO) ao de uma água residuária doméstica real, que se apresenta na faixa de 450 a 800 mg.L<sup>-1</sup> de acordo com von Sperling (2005).

A amostra utilizada como inóculo para o crescimento das microalgas foi coletada em um tanque utilizado para criação de tilápias localizado no Instituto de Ciências Exatas e Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto - UFOP e introduzida em um fotobiorreator com volume útil de 20 L contendo água residuária sintética, com acréscimo na quantidade de extrato de carne. O inóculo foi iluminado por fitas de LED branco com intensidade média de  $144 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ .

A identificação das microalgas foi realizada por taxonomia utilizando as chaves de identificação. Foi utilizado um microscópio Olympus CX 31 equipado com câmera SC30, acoplado a um computador, e a partir do programa anlySIS getIT versão 5.1 foram tiradas fotos das amostras preservadas em formol (8%). As microalgas predominantes eram do gênero *Chlorella*, nomeadas *Chlorella* sp. e foram identificadas por Silva et al. (2017).

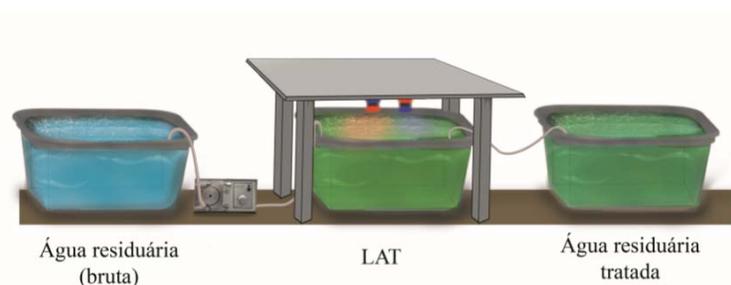
#### Descrição da unidade experimental e monitoramento

Para a realização dos experimentos construiu-se um fotobiorreator aberto simulando o funcionamento de uma LAT, em recipiente de polietileno preto com uma configuração geométrica retangular. No centro do recipiente, foram colocadas chapas de policarbonato conforme especificações da Figura 1. Em substituição aos pedais de uma LAT, foram utilizadas duas bombas de aquário submersas (Sarlo Better 650). Utilizou-se um termostato para controlar as variações de temperatura, mantendo-a na faixa desejável para o cultivo das microalgas, entre  $25^{\circ}\text{C}$  e  $27,8^{\circ}\text{C}$ .



**Figura 1.** Dimensões do fotobiorreator em vista frontal e superior e visão interna do fotobiorreator indicando a posição da chapa de policarbonato, das duas bombas de aquário submersas e do termostato.

A água residuária era bombeada para o fotobiorreator por uma bomba peristáltica da marca Milan e modelo 618. O fotobiorreator era iluminado por quatro LEDs montados com quatro refletores holofote RGB (IP65) desmontados. Esses LEDs foram fixados em placas metálicas com 36 centímetros quadrados e colocados em um suporte acima do fotobiorreator. Um cooler foi utilizado para evitar o aquecimento do LED e conseqüentemente o mau funcionamento. Após passagem pelo fotobiorreator a água residuária tratada efluente seguia para outro recipiente de polietileno, por gravidade. A Figura 2 traz o esquema da configuração do sistema de tratamento.



**Figura 2.** Esquema ilustrativo da configuração do sistema de tratamento.

Dos quatro LEDs, em dois, utilizou-se a luz vermelha, e, nos outros dois, utilizou-se a luz azul (na proporção 1:1). Os comprimentos de onda utilizados foram definidos de acordo com as pesquisas de Kim *et al.* (2013) e Kim *et al.* (2014b). O fluxo luminoso foi medido com um Fotorradiômetro Delta, modelo OHM HD21012, equipado com um sensor para radiação fotossinteticamente ativa (PAR), que é a faixa do espectro da radiação solar entre 400 e 700 nm. O valor médio da intensidade luminosa distribuída na superfície líquida do fotobiorreator foi de  $815 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$  e sua escolha foi baseada nas pesquisas de Wang *et al.* (2007), Yan *et al.* (2013a) e Yan *et al.* (2013b). A tensão e a corrente dos LEDs foram medidas por meio de um multímetro digital 978MD Western na entrada dos LEDs para calcular a potência total consumida dos quatro LEDs. A distância entre os LEDs e a superfície líquida foi de 3.0 cm.

O sistema foi operado durante 60 dias. Do 1º ao 11º dia, deixou-se o reator operando em batelada para que as microalgas pudessem se adaptar ao novo ambiente. Com o fim da batelada, passou-se a operar o fotobiorreator em regime contínuo. Após os primeiros 4 dias de operação em regime contínuo (16º dia de operação), a um TDH de 2.8 dias, observou-se que a vazão inicial utilizada ( $7.2 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ ) estava elevada, e as microalgas estavam sendo “lavadas” do sistema. Deste modo, no 16º dia de operação, alterou-se a vazão para  $2.88 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ , resultando em um TDH de 7 dias, que se manteve até o final da operação do fotobiorreator.

No primeiro dia de operação, caracterizou-se o fotobiorreator por meio das análises apresentadas no Tabela 1 e, durante todo tempo de batelada, foram medidas diariamente as variáveis pH (pHmetro Digimed DM-22), OD (Medidor portátil Hach HQ40d. Eletrodo LDO 101) e temperatura (Medidor portátil Hach HQ40d. Eletrodo LDO 101). Durante os experimentos em regime contínuo, além das medições diárias, foram analisadas a DQO total e filtrada, clorofila  $\alpha$  e SSV. A Tabela 1 a seguir apresenta as variáveis analisadas e sua respectiva referência. Todas as análises foram realizadas em triplicata.

**Tabela 1.** Variáveis avaliadas, princípio do método e respectivas referências.

Variável	Princípio do método	Unidade	Referência
Temperatura	Equilíbrio térmico		
OD	Ótico	-	-
pH	Potenciométrico		
Clorofila $\alpha$	Espectofotométrico	mg.L <sup>-1</sup>	NUSH (1981)
DQO total e filtrada	Colorimétrico	mg.L <sup>-1</sup>	APHA (2012)
SSV	Gravimétrico	mg.L <sup>-1</sup>	APHA (2012)

Para a análise de DQO filtrada, as amostras foram submetidas ao processo de filtração a vácuo por uma membrana de nitrocelulose com porosidade de 0.45  $\mu\text{m}$ . Para análise de clorofila  $\alpha$ , foram utilizadas membranas de 0.7  $\mu\text{m}$ . A determinação da clorofila  $\alpha$  e SSV visaram avaliar o crescimento da biomassa das microalgas e a análise de DQO foi realizada para determinar a remoção de matéria orgânica. A produtividade de biomassa de microalga foi calculada por unidade de área da superfície iluminada, em que a unidade é representada por gramas de biomassa (g) por metro quadrado por dia ( $\text{m}^2.\text{d}$ ), de acordo com a Equação 1.

$$\text{Produtividade} = \left( \frac{Q \cdot \text{SSV}}{A} \right) \quad \text{Equação 1}$$

Em que:

Q: vazão ( $\text{L}.\text{d}^{-1}$ )

SSV: concentração de biomassa ( $\text{g}.\text{L}^{-1}$ )

A: área da superfície iluminada do fotobiorreator ( $\text{m}^2$ )

Para estimar a quantidade de oxigênio que, teoricamente, deve ser produzida pelas microalgas, somou-se a máxima concentração média de DQO removida ( $\text{mg}.\text{L}^{-1}$ ) e a respectiva concentração de oxigênio remanescente (OD) no fotobiorreator, em um dia de operação. A partir desse valor, calculou-se o consumo de energia para produção de 1 grama de oxigênio, por meio da razão da potência consumida pelos LEDs e a concentração de oxigênio produzida.

### Indicadores de desempenho do consumo de energia de LED para o tratamento de água residuária

O consumo de energia de LED por massa de DQO removida foi calculado de acordo com Kurt *et al.* (2007) e Basha *et al.* (2012), porém, adaptou-se para reator operado em fluxo contínuo, de acordo com a Equação 2.

$$E \left( \frac{\text{kWh}}{\text{kgDQOremovida}} \right) = \left( \frac{V.I.TDH.24h.10^3}{DQO_r.V_f} \right) \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

E: energia consumida em kWh por kg de DQO removida

V: tensão (V)

I: corrente (A)

TDH: tempo de detenção hidráulica (d)

DQO<sub>r</sub>: DQO removida (mg.L<sup>-1</sup>)

V<sub>f</sub>: volume do fotobiorreator (L)

Para o cálculo do consumo de energia de LED por volume de água residuária tratada, levou-se em consideração a vazão do fotobiorreator de 2.88 L.d<sup>-1</sup>. Utilizou-se a Equação 3:

$$\text{Consumo de energia} \left( \frac{w}{m^3} \right) = \left( \frac{V.I.24h}{Q.10^{-3}} \right) \quad \text{Equação 3}$$

Em que:

V: tensão (V)

I: corrente (A)

Q: vazão (L.d<sup>-1</sup>)

Para o cálculo do consumo de energia de LED *per capita*, considerou-se uma produção por habitante de 180 L de água residuária por dia (von Sperling, 2013), de acordo com a Equação 4:

$$\text{Consumo de energia per capita} \left( \frac{kWh}{hab.d} \right) = \left( \frac{V.I.24h.180}{Q} \right) \quad \text{Equação 4}$$

Em que:

V: tensão (V)

I: corrente (A)

Q: vazão (L.d<sup>-1</sup>)

### Coeficientes cinéticos

A determinação dos parâmetros cinéticos foi realizada de acordo com von Sperling (2005). Os dados cinéticos analisados foram a taxa específica de remoção de substrato (q) e o coeficiente de produção celular (y). Assim, a taxa específica de remoção de substrato (q) foi calculada pela Equação 5:

$$q = \left( \frac{\Delta DQO}{SSV \cdot TDH} \right)$$

Equação 5

Em que:

$\Delta DQO$ : diferença de concentração de DQO afluente ao fotobiorreator ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e a DQO filtrada efluente ao fotobiorreator ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

TDH: tempo de detenção hidráulica (d)

SSV: concentração de biomassa ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

O coeficiente de produção celular ( $y$ ) foi calculado pela Equação 6:

$$y = \left( \frac{\Delta SSV}{\Delta DQO} \right)$$

Equação 6

Em que:

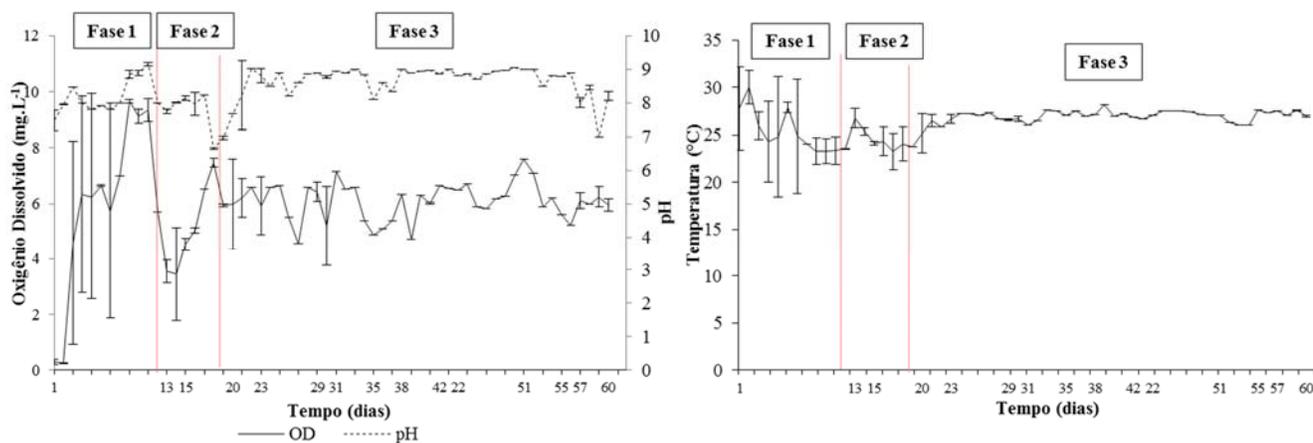
$\Delta DQO$ : diferença de concentração de DQO afluente ao fotobiorreator ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e a DQO filtrada efluente ao fotobiorreator em um determinado dia ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

$\Delta SSV$ : diferença de concentração de biomassa do fotobiorreator ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e da água residuária sintética afluente ao fotobiorreator ( $\text{mg.L}^{-1}$ )

## Resultados

### Variabilidade temporal de OD, pH e temperatura

A Figura 3 apresenta os valores de OD, pH e temperatura durante todo o experimento.



**Figura 3.** Valores de OD e pH e valores de temperatura ao longo do tempo de operação do fotobiorreator.

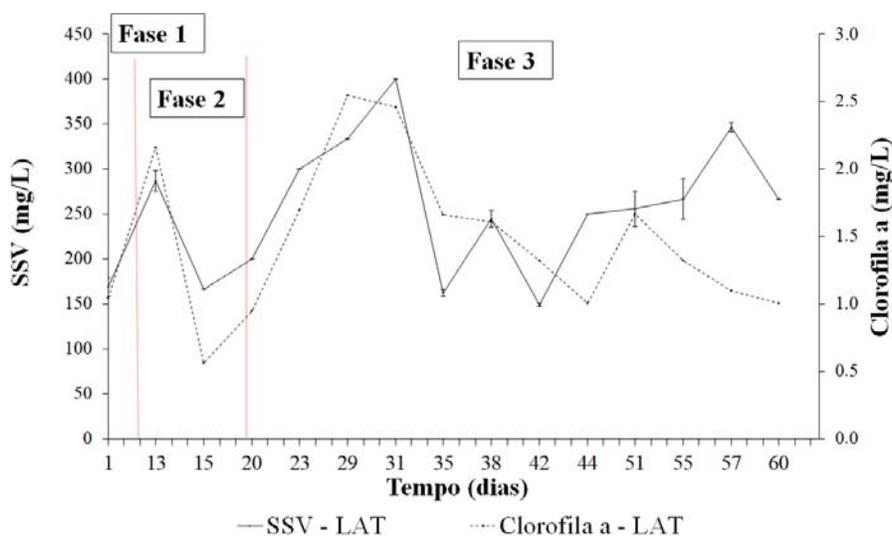
*Nota: A operação do fotobiorreator é representada em 3 fases. Fase 1: operação em batelada. Fase 2: período de ajuste de vazão. Fase 3: fase de estabilidade da operação em regime contínuo.*

A operação do fotobiorreator foi dividida em três fases. A Fase 1 corresponde ao período em que o fotobiorreator operou em regime batelada. Os valores médios de pH, OD e temperatura com seus respectivos erros e coeficientes de variação (CVs) nesta fase foram, respectivamente,  $8.2 \pm 0.07$  (CV de 6.6%),  $5.9 \pm 0.5 \text{ mg.L}^{-1}$  (CV de 54%) e  $25.4 \pm 0.09 \text{ }^\circ\text{C}$  (CV de 8.9%). A Fase 2, que compreende do 12° dia de operação ao 19° dia, corresponde ao início da operação do fotobiorreator em regime contínuo e a um período de ajuste de vazão. Os valores medidos de pH, OD e temperatura foram, respectivamente,  $7.7 \pm 0.6$  (CV de 7.5%),  $5.3 \pm 1.4 \text{ mg.L}^{-1}$  (CV de 26.7%) e  $24.4 \pm 1.1 \text{ }^\circ\text{C}$  (CV de 4.6%). A Fase 3 se inicia no 20° dia e finaliza no 60° dia de operação. Esta última fase caracteriza o momento de estabilidade da operação do fotobiorreator, que pode ser justificado pela menor variação diária dos valores de pH  $8.7 \pm 0.4$  (CV de 5%), OD  $6.1 \pm 0.7 \text{ mg.L}^{-1}$  (CV de 11%) e temperatura  $26.9 \pm 0.6 \text{ }^\circ\text{C}$  (CV de 2.2%), quando comparados às fases 1 e 2.

Os valores de pH também apresentados na Figura 3 encontraram-se na faixa de 7 a 9. De acordo com Park *et al.* (2011), o pH ideal para muitas algas de água doce é por volta de 8, sendo que valores acima ou abaixo de 8 diminuem a produtividade das mesmas. O valor médio encontrado de pH para o fotobiorreator na Fase 3 ( $8.7 \pm 0.4$ ) foi próximo ao valor ideal acima citado. A temperatura média encontrada na presente pesquisa durante a Fase 3 também permaneceu dentro da faixa considerada ideal para cultivo de microalgas de acordo com S. P. Singh e P. Singh (2015).

#### Indicadores de produção de biomassa (SSV e clorofila a)

Na Figura 4, têm-se os valores de clorofila *a* e SSV determinados para o fotobiorreator durante os experimentos.



**Figura 4.** Clorofila *a* e SSV no fotobiorreator ao longo do tempo de experimento.

Nota: A operação do fotobiorreator é representada em 3 fases. Fase 1: operação em batelada. Fase 2: período de ajuste de vazão. Fase 3: fase de estabilidade da operação em regime contínuo.

O maior valor de clorofila *a* foi de  $2.5 \pm 0.1 \text{ mg.L}^{-1}$ , durante a Fase 3. Com relação ao SSV, o maior valor medido para o fotobiorreator foi de  $400 \pm 0.6 \text{ mg.L}^{-1}$  e o valor médio durante a fase 3 de  $260 \pm 78 \text{ mg.L}^{-1}$ . Os valores de clorofila *a* e SSV medidos por Santiago *et al.* (2013) foram próximos aos obtidos na presente pesquisa, sendo  $1.5 \pm 1.2 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $2.1 \pm 1.0 \text{ mg.L}^{-1}$  de clorofila *a*, em suas LATs sem desinfecção UV e na LAT com desinfecção UV, respectivamente e  $152 \pm 57 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $124 \pm 46 \text{ mg.L}^{-1}$  de SSV.

### Produtividade

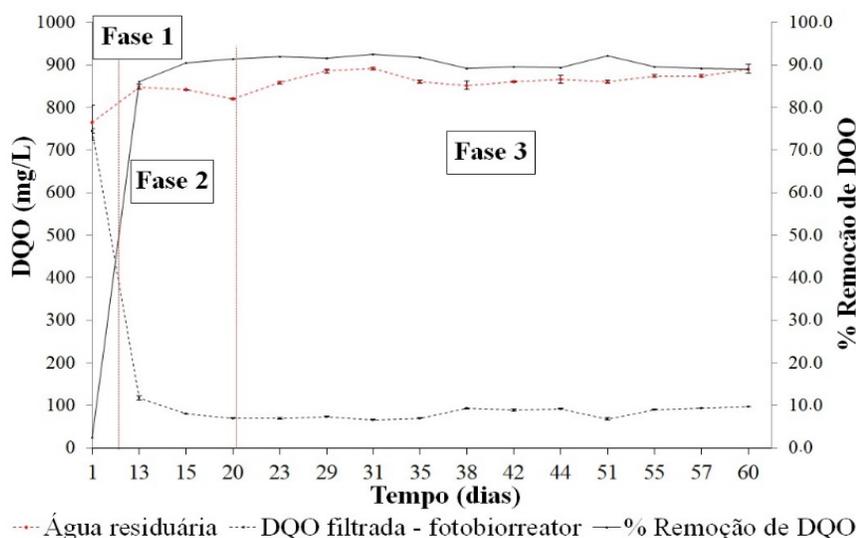
A produtividade, os coeficientes cinéticos e o percentual de remoção de matéria orgânica foram calculados com base na Fase 3, uma vez que esta indicou boa condição operacional do sistema em regime contínuo. O valor encontrado da produtividade de biomassa de microalgas foi  $6.80 \pm 1.9 \text{ g.dia}^{-1}.\text{m}^{-2}$  para o fotobiorreator com área de superfície iluminada igual a  $0.112 \text{ m}^2$ . Este valor medido de produtividade é próximo ao determinado por Santiago *et al.* (2013), que obteve a produtividade de SSV de  $11.4$  e  $9.3 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , para suas duas LATs de volume igual a  $48 \text{ m}^3$ , TDH de 7 horas e iluminadas pelo sol, sendo a primeira sem desinfecção e a segunda com desinfecção UV. No estudo de Craggs *et al.* (2012), o maior valor médio de produtividade de microalgas foi de  $12 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  durante o verão, e suas medições variaram entre  $8 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  e  $17 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ . O menor valor de produtividade medido pelos autores foi de aproximadamente  $3 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , durante o outono. O valor medido por Arbib *et al.* (2017) foi bem maior que na presente pesquisa, sendo  $26.2 \pm 1.2 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  durante a operação de uma LAT de profundidade de  $0.3 \text{ m}$ , TDH igual a 5 dias e operada com adição de  $\text{CO}_2$ .

Salienta-se que todas as LATs analisadas nos estudos acima citados eram iluminadas pelo sol. Portanto, a operação de um fotobiorreator simulando uma LAT iluminada  $24 \text{ h.d}^{-1}$  por LEDs, nos comprimentos de onda da luz vermelha e azul na intensidade de  $815 \mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ , nem sempre é mais eficiente, em termos de produtividade de biomassa de microalgas, quando comparada a uma LAT iluminada pelo sol. Questiona-se, assim, a utilização de iluminação artificial para obtenção de maiores valores de produtividade de microalgas.

### Remoção de matéria orgânica

Os valores de DQO total para a água residuária sintética bruta, os valores de DQO filtrada para o fotobiorreator e os percentuais de remoção de DQO estão apresentados na Figura 5. Os valores de DQO para a água residuária sintética bruta, afluenta ao fotobiorreator, encontraram-se na faixa de  $750\text{-}850 \text{ mg.L}^{-1}$ . O valor médio do percentual de remoção de matéria orgânica para o fotobiorreator, durante a Fase 3, e seu respectivo desvio padrão foi de  $91.1 \pm 1.3\%$  (CV de 1.4%). No fotobiorreator, as microalgas produzem oxigênio durante a fotossíntese que por sua vez é utilizado pelas bactérias heterotróficas para a degradação aeróbia da matéria orgânica. Portanto, a concentração de oxigênio foi suficiente para ser utilizada pelas bactérias, sendo que havia sempre uma concentração remanescente de OD no fotobiorreator. Assim, o sistema apresentou eficiência e estabilidade operacional durante toda a Fase 3 para a remoção de DQO. Ainda, os

valores aqui medidos foram maiores que os apresentados na literatura para nas LATs iluminadas pelo sol. Kim *et al.* (2014a) obtiveram  $85.4 \pm 5.1\%$  de remoção de DQO em sua LAT de 60 L operada em diferentes TDH (2, 4, 6 e 8 dias). Gutiérrez *et al.* (2016) obtiveram 80% de remoção operando uma LAT de 470 L e Godos *et al.* (2009) obtiveram  $76 \pm 11\%$  de remoção na LAT de 464 L e TDH de 10 dias.



**Figura 5.** Valores de DQO da água residuária sintética afluyente ao fotobiorreator, DQO filtrada efluente ao fotobiorreator e percentual de remoção de DQO no fotobiorreator.

*Nota:* A operação do fotobiorreator é representada em 3 fases. Fase 1: operação em batelada. Fase 2: período de ajuste de vazão. Fase 3: fase de estabilidade da operação em regime contínuo.

### Produção de oxigênio pelas microalgas

Durante a Fase 3, a concentração média de DQO removida foi de  $785 \pm 21 \text{ mg.L}^{-1}$ . Além disso, a produção e o consumo de oxigênio foram equilibrados, de forma que a concentração média de OD no fotobiorreator, durante a Fase 3, permaneceu em  $6.1 \pm 0.7 \text{ mg.L}^{-1}$ . Essa condição garantiu a concentração remanescente de OD no fotobiorreator e, conseqüentemente, a estabilidade do sistema em termos de remoção de matéria orgânica. Somando a maior concentração de DQO removida ( $825 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e a respectiva concentração de OD no fotobiorreator ( $8.9 \text{ mg.L}^{-1}$ ), tem-se uma produção líquida de oxigênio de aproximadamente  $834 \text{ mg.L}^{-1}$  ou  $0.83 \text{ g.L}^{-1}$ .

A partir do cálculo de produção de oxigênio, considerando a potência consumida pelos LEDs ( $34.44 \text{ W}$ ) e a vazão do fotobiorreator de  $2.88 \text{ L.d}^{-1}$ , tem-se que o consumo de energia para produção de 1 grama de oxigênio é de  $0.35 \text{ kWh}$ . Durante o crescimento das microalgas no fotobiorreator, a produção de oxigênio foi suficiente para o processo de estabilização da matéria orgânica. Por outro lado, houve um alto consumo de energia para produção de oxigênio, pois se

utilizou uma elevada intensidade luminosa de LED para iluminação do fotobiorreator com 20 L de volume útil.

#### Determinação dos coeficientes cinéticos

O valor do coeficiente de produção celular ( $y$ ), para sistemas de lagoas de estabilização aeradas visando ao tratamento de águas residuárias domésticas, varia entre 0.4 e 0.8 mg SSV/ mg DQO removida (von Sperling, 2013). O valor médio de produção celular medido encontra-se próximo à faixa acima citada, sendo  $0.3 \pm 0.1$  mg SSV/ mg DQO. A taxa específica de remoção de substrato por unidade de massa de microrganismos ( $q$ ) no fotobiorreator foi de  $0.5 \pm 0.1$  mg.L<sup>-1</sup> DQO/ mg.L<sup>-1</sup> SSV.d. Apesar dos baixos valores de produção celular e da produtividade, o fotobiorreator operado em regime contínuo com valor médio de  $q$  igual a  $0.5 \pm 0.1$  mg.L<sup>-1</sup> DQO/ mg.L<sup>-1</sup> SSV.d apresentou elevada remoção de matéria orgânica, exibindo eficiência e estabilidade na remoção de DQO durante toda a Fase 3.

#### Indicadores de desempenho do consumo de energia de LED

Os valores medidos para os indicadores de desempenho com relação ao consumo de energia de LED para o tratamento da água residuária durante a Fase 3 estão apresentados na Tabela 2 abaixo. Os cálculos foram baseados no valor da potência consumida pelos quatro LEDs, que foi 34.44 W.

**Tabela 2.** Indicadores de desempenho do consumo de energia de LED.

kWh/kg DQO removida	kWh.m <sup>-3</sup>	kWh(hab.d) <sup>-1</sup>
368.8 ± 9.6	287	51.66

O consumo médio de energia por quilograma (kg) de DQO removida apresentou um elevado valor, bem como o consumo de energia de LED por volume de água residuária tratada e o consumo de energia *per capita*. Isso pode ser observado quando são comparados, por exemplo, os valores obtidos na presente pesquisa com o consumo energético para aeração em lodos ativados e lagoas, o que representa o maior consumo energético em uma estação de tratamento aeróbio. De acordo com Jordão (2008), o consumo de energia *per capita* para aeração varia entre os diferentes sistemas de tratamento, sendo o valor entre 0.03 e 0.09 kWh.(hab.d)<sup>-1</sup> para lodo ativado convencional e 0.055 a 0.066 kWh.(hab.d)<sup>-1</sup> para lagoa aerada de mistura completa.

De acordo com Torregrossa *et al.* (2016), o consumo de energia em uma planta de tratamento maior ou igual a 0.12 kWh.(hab.d)<sup>-1</sup> é considerado elevado, entre 0.041 e 0.055 kWh.(hab.d)<sup>-1</sup> um consumo extremamente baixo e entre 0.090 e 0.096 kWh.(hab.d)<sup>-1</sup> um consumo normal. Diante destas faixas, observa-se que o consumo de energia *per capita* do fotobiorreator apresentou-se acima do valor considerado elevado para uma planta de tratamento.

Desse modo, as condições operacionais do fotobiorreator possibilitaram uma elevada eficiência na remoção de DQO (91%). Por outro lado, o elevado consumo energético não condiz com a viabilidade econômica de aplicação de LEDs na iluminação de fotobiorreatores. Apesar de a literatura (Wang *et al.*, 2007; Yan *et al.*, 2013a; Yan *et al.*, 2013b) apresentar bons resultados no cultivo de microalgas visando o tratamento de água residuária em fotobiorreatores iluminados por LEDs, estas pesquisas não inferiram sobre o consumo energético da iluminação artificial. Além disso, a maior parte das pesquisas utilizou fotobiorreatores operados em regime batelada. Diante destas informações, é clara a necessidade de novas pesquisas para verificar a produtividade de microalgas e a eficiência energética e do tratamento de águas residuárias em fotobiorreatores operados em regime contínuo e iluminados por LEDs.

### Conclusões

Os resultados encontrados nesta pesquisa para remoção de matéria orgânica foram bastante elevados, sendo o percentual médio igual a  $91.1 \pm 1.3\%$  (CV de 1.4%). A quantidade de oxigênio produzido pelas microalgas foi suficiente para degradação aeróbia da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas. Evidenciam-se, portanto, a estabilidade e a eficiência do fotobiorreator no tratamento da água residuária. Porém, como observado, o fotobiorreator obteve um baixo desempenho energético em relação à iluminação artificial dos LEDs, uma vez que os valores dos indicadores de consumo energético dos LEDs para tratamento da água residuária foram muito elevados. Assim, mais pesquisas relacionadas à aplicação de LEDs em fotobiorreatores operados em regime contínuo devem ser desenvolvidas uma vez que esses sistemas podem promover melhor produtividade de microalgas e até mesmo maior eficiência de remoção de um determinado poluente.

### Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Fundação Gorceix, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG).

### Referências bibliográficas

- APHA. *Standard Methods for examination of water and wastewater*. (2012) 22a ed., Washington: American Water Work Association, Water Environmental Federation. 1496 pp.
- Arbib, Z., Godos, I., Ruiz, J., Perales, J. A. (2017) Optimization of pilot high rate algal ponds for simultaneous nutrient removal and lipids production. *Science of the Total Environment*, **589**, 66-72.
- Basha, C. A., Sendhill, J., Selvakumar, K. V., Muniswaran, P. K. A., Lee, C. W. (2012) Electrochemical degradation of textile dyeing industry effluent in batch and flow reactor systems. *Desalination*, **285**, 188-197. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.054>

- Craggs, R., Sutherland, D., Campbell, H. (2012) Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. *Journal of Applied Phycology*, **24**(3), 329-337. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-012-9810-8>
- Godos, I., Blanco, S., Encina, P. A. G., Becares, E., Muñoz, R. (2009) Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. *Bioresource Technology*, **100**(19), 4332-4339. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.04.016>
- Gutiérrez, R., Ferrer, I., Molina, A. G., Salvadó, H., García, J., Uhhetti, E. (2016) Microalgae recycling improves biomass recovery from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*, **106**, 539-549. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.039>
- Jia, H., Yuan, Q. (2016) Removal of nitrogen from wastewater using microalgae and microalgae - bacteria consortia. *Cogent Environmental Science*, **31**(1), 1-15. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/23311843.2016.1275089>
- Jordão, E. P. (2008) Eficiência Energética em Tratamento de Esgotos. *Revista DAE*, edição de Maio, 15-19 p. doi: <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.014>
- Kim, B. H., Kang, Z., Ramanan, R., Choi, J. E., Cho, D. H., Oh, H. M., Kim, H. S. (2014a) Nutrient removal and biofuel production in high rate algal pond using real municipal wastewater. *Journal of Microbiology Biotechnology*, **24**(8), 1123-1132. doi: <http://dx.doi.org/10.4014/jmb.1312.12057>
- Kim, D. G., Lee, C., Park, S. M., Choi, Y. E. (2014b) Manipulation of light wavelength at appropriate growth stage to enhance biomass productivity and fatty acid methyl ester yield using *Chlorella vulgaris*. *Bioresource Technology*, **159**, 240-248. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.02.078>
- Kim, T. H., Lee, Y., Han, S. H., Hwang, S. J. (2013) The effects of wavelength and wavelength mixing ratios on microalgae growth and nitrogen, phosphorus removal using *Scenedesmus* sp. for wastewater treatment. *Bioresource Technology*, **130**, 75-80. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.134>
- Kurt, U.; Apaydin, O.; Gonullu, M. T. (2007) Reduction of COD in wastewater from an organized tannery industrial region by Electro-Fenton process. *Journal of Hazardous Materials*, **143**, 33-40. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.08.065>
- NUSH, Netherlands (1981) Norm (NEN 6520) *Norma holandesa sobre determinação de clorofila a pelo método do etanol*. 4 pp.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1996) *Guidelines for testing of chemicals simulation teste-Aerobic sewage treatment*, Technical Report, Paris, 50 pp.
- Ooms, M. D., Dinh, C. T., Sargent, E. H., Sinton, D. Photon management for augmented photosynthesis. *Nature Publishing Group*, **7**, 1-13, 2016. doi: <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms12699>
- Park, J. B. K., Craggs, R. J. (2011) Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technology*, **63**(8), 1758-1764. doi: <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2011.114>
- Park, J. B. K., Craggs, R. J., Shilton, A. N. (2011) Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, **102**(1), 35-42. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.158>
- Rawat, I., Kumar, R., Mutanda, T., Bux, F. (2011) Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, **88**(10), 3411-3424. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>
- Salama, E., Kurakea, M. B., Abou-Shanabb, A. S., El-Dalatonya, M.M., Yanga, I.S., Min. B., Jeon, B.H. (2017) Recent progress in microalgal biomass production coupled with wastewater treatment for biofuel generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **79**, 1189-1211. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.091>
- Santiago, A. F., Calijuri, M. L., Assemany, P. P., Calijuri, M. C., Reis, A, J, D. (2013) Algal biomass production and wastewater treatment in high rate algal ponds receiving disinfected effluent. *Environmental technology*, **34**(13-16), 1877-85. doi: <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2013.812670>
- Shen, Y., Yuan, W., Pei, Z., Mao, E. (2008) Culture of microalga *botryococcus* in livestock wastewater. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, **51**(3), 1395-1400.

- Silva, L. M. L., Santiago, A. F., Silva, G. M. Z., Vassoler, F., Braga, M. C. R. B. (2017) Tratamento de efluentes em fotobiorreatores iluminados por diodos emissores de luz (LEDs) de baixa intensidade luminosa. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **10**(1), 87-103.
- Singh, S. P., Singh, P. (2015) Effect of temperature and light on the growth of algae species : A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **50**, 431-444. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.05.024>
- Torregrossa, D., Schutz, G., Cornelissen, A., Sancho, F. H., Hansen, J. (2016) Energy saving in WWTP: Daily benchmarking under uncertainty and data availability limitations. *Environmental Research*, **148**, 330-337. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2016.04.010>
- Tsolcha, O. N., Tekerlekopoulou, A. G., Akratos, C. S., Aggelis, G., Genitsaris, S., Gouni, M. M., Vayenas, D. V. (2017) Biotreatment of raisin and winery wastewaters and simultaneous biodiesel production using a *Leptolyngbya*-based microbial consortium. *Journal of Cleaner Production*, **148**, 185-193. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.026>
- Von Sperling, M. (2005) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3 ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 452 pp.
- Von Sperling, M. (2013) *Lagoas DE estabilização*. 2 ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 196 pp.
- Wang, C. Y., Fu, C. C., Liu, Y. C. (2007) Effects of using light-emitting diodes on the cultivation of *Spirulina platensis*. *Biochemical Engineering Journal*, **37**, 21-25. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.bej.2007.03.004>
- Yan, C., Zhao, Y., Zheng, Z., Luo, X. (2013a) Effects of various LED light wavelengths and light intensity supply strategies on synthetic high-strength wastewater purification by *Chlorella vulgaris*. *Biodegradation*, **24**(5), 721-732. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10532-013-9620-y>
- Yan, C., Luo, X., Zheng, Z. (2013b) Performance of purifying anaerobic fermentation slurry using microalgae in response to various LED light wavelengths and intensities. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **88**(9), 1622-1630. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.4010>