

REVISTA AIDIS

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

TRATAMIENTO DE EFLUENTES EM FOTOBIOREACTORES ILUMINADOS POR DIODOS EMISSORES DE LUZ (LEDs) DE BAIXA INTENSIDADE LUMINOSA

Ludymyla Marcelle Lima Silva^{1}
Aníbal da Fonseca Santiago¹
Gabriela Marangon Zuccari da Silva¹
Fábio Vassoler¹
Michelle Cristina dos Reis Braga¹

WASTEWATER TREATMENT IN PHOTOBIOREACTORS ILLUMINATED BY LOW INTENSITY LIGHT EMITTING DIODES (LEDS)

Recibido el 15 de abril de 2016; Aceptado el 23 de marzo de 2017

Abstract

Light Emitting Diodes (LEDs) application in different processes have important advantages: low energy consumption and high durability. In addition, the LEDs are free of toxic substances. In the effluent treatment, artificial light is currently used in the disinfection processes, to remove pathogens, and in the advanced oxidative processes, to remove recalcitrant organic matter (OM). With the application of LEDs, light also can be used to remove other pollutants, such as nitrogen (N) and phosphorous (P). An example of the LEDs use to remove pollutants are the photobioreactors for cultivation of microalgae, which treat effluent and also produces biomass for bioproducts. This research evaluated the efficiency of three different photobioreactors configurations illuminated by LEDs of low luminous intensity, operated in batch, to treat domestic effluent. Results showed that all of them were efficient for the removal of the analyzed pollutants. The removal efficiency was greater than 70% for N, 60% for P, 91% for OM, and 4 log units of Escherichia coli, which was an indicative of fecal contamination. Furthermore, biomass concentration was higher than 250 mg / L in all the photobioreactors, indicating high biomass production.

Key words: LED, Microalgae, Photobioreactors, Wastewater treatment.

¹Departamento 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: ludymyla.marcelle@gmail.com

Resumo

A aplicação de LEDs em diferentes processos que utilizam luz possui importantes vantagens: baixo consumo energético e longa durabilidade. Além disso, os LEDs são livres de substâncias tóxicas. Atualmente a luz artificial é usada no tratamento de efluentes em processos de desinfecção para remover patógenos e em processos oxidativos avançados para remover matéria orgânica (MO) recalcitrante. Entretanto, com a aplicação de LEDs, pode-se utilizar a luz para a remoção de poluentes como nitrogênio (N), fósforo (P) e MO. Um exemplo do uso de LED para a remoção destes poluentes é a partir do crescimento de microalgas em fotobiorreatores, que além de tratar o efluente produz uma biomassa que pode gerar bioprodutos. Esta pesquisa avaliou a eficiência de três configurações de fotobiorreatores iluminados por LEDs de baixa intensidade luminosa, operados em batelada, para tratar efluente doméstico. Todos os fotobiorreatores mostraram-se eficientes para a remoção dos poluentes analisados. Chegou-se a reduzir 71% de N; 60% de P; 91% de MO e 4 casas logarítmicas de *Escherichia coli*, indicadora de contaminação fecal. Os fotobiorreatores apresentaram valores de concentração biomassa superiores a 250 mg/L, indicando elevada produção de biomassa.

Palavras chave: Fotobiorreator, LED, Microalgas, Tratamento de efluentes.

Introdução

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2015), cerca de 14.5% da população brasileira não possui acesso à rede coletora de esgoto, e somente 39% dos efluentes gerados recebem algum tipo de tratamento. O esgoto sem tratamento apresenta elevada carga de organismos patogênicos prejudiciais à saúde da população. Além disso, sendo o esgoto sem tratamento rico em matéria orgânica, macro e micronutrientes, pode levar a depleção de oxigênio e a eutrofização de corpos d'água, promovendo intenso processo de degradação ambiental. Dentre os nutrientes responsáveis, o nitrogênio e fósforo são os mais importantes e encontrados abundantemente nos esgotos.

Portanto, o nitrogênio, fósforo, matéria orgânica e organismos patogênicos devem ser removidos dos efluentes para evitar impactos ambientais negativos e a transmissão de doenças. Muitas são as alternativas tecnológicas utilizadas para o tratamento de efluentes. Dentre elas, destacam-se as que utilizam microrganismos, ou seja, baseadas em processos biológicos. As microalgas ocupam papel de destaque nesses processos, como, por exemplo, no caso das lagoas de estabilização.

O esgoto é um ótimo meio de cultivo para as microalgas. O sucesso do crescimento desses organismos pode ser alcançado com uma quantidade suficiente de luz, gás carbônico (CO₂), e um meio de cultivo que contenha os macronutrientes (nitrogênio e fósforo), sendo os dois últimos abundantes no esgoto (Chen e Chun 2013). Enquanto crescem, as microalgas removem os nutrientes do efluente pelo processo de assimilação e fornecem oxigênio para a degradação aeróbia da matéria orgânica pelas bactérias. Essas últimas por sua vez produzem o CO₂ que é

um produto da respiração, e serve como fonte de carbono para as microalgas fotossintetizantes (Yun *et al.*, 1997; Cho *et al.*, 2011; Mutanda *et al.*, 2011).

Normalmente, nas Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) convencionais, o efluente tratado é lançado no ecossistema aquático e o lodo gerado é transportado para aterros sanitários. O uso de microalgas para o tratamento de *esgotos* está, via de regra, atrelado ao conceito de ETE sustentável, que estabelece o aproveitamento dos subprodutos gerados para a produção de bioenergia, biofertilizantes e outros bioprodutos. Alguns países de alta renda já têm utilizado essa nova concepção de tratamento, entretanto os países de baixa renda estão distantes dessa realidade (Wang *et al.*, 2014).

O termo microalgas reúne variados grupos taxonômicos, são algas com tamanho variado entre 5 - 50 μm que possuem clorofila *a* e outros pigmentos fotossintéticos (Chen e Chun, 2013). Elas podem ser procariontes (cianobactérias) ou eucariontes. As microalgas eucariotas são classificadas de acordo com sua pigmentação, ciclo de vida e estrutura celular (Brennan e Owende, 2010). Além da classificação em função da presença ou não de membrana celular, as microalgas podem ser classificadas de acordo com a sua fonte de carbono, e são divididas em: autotróficas, heterotróficas ou mixotróficas. As autotróficas são capazes de converter a energia luminosa, CO_2 e nutrientes em biomassa com compostos orgânicos diversificados, tais como proteínas, carboidratos, lipídios e pigmentos em curto período de tempo.

Esses microrganismos podem ser cultivados em sistemas abertos, como em lagoas do tipo *raceway*, quando o objetivo principal é o cultivo de biomassa; em lagoas de alta taxa, quando o objetivo principal é o tratamento de efluentes. Existem também os sistemas fechados, ou parcialmente fechados, geralmente denominados fotobiorreatores, que apresentam como vantagem o maior controle dos fatores intervenientes no processo. São recipientes que contêm um meio de cultivo e recebem iluminação natural ou artificial para o crescimento dos microrganismos.

A energia utilizada pelas microalgas pode vir de radiação luminosa ou da quebra de ligações químicas de compostos orgânicos. A luz solar é um recurso natural gratuito, mas varia com o ciclo diário (em média, dez horas de luz por dia, variando ainda o ângulo de ataque do fluxo luminoso sobre a superfície terrestre), estação do ano (equinócio tem radiação média uniforme, solstício tem radiação média concentrada em um hemisfério) e latitude (equador é, em geral, mais iluminado), fatores esses que limitam o crescimento da biomassa algal. Além disso, o excesso de iluminação pode causar o fenômeno de fotoinibição.

Para contornar essas limitações em luz natural, pode-se recorrer à iluminação artificial. Ela possibilita produção diária contínua, pois assume o papel da radiação solar. Os Diodos

Emissores de Luz (LEDs) vem de encontro com a necessidade desta iluminação, visto que tem baixo consumo energético, baixa geração de calor e alta durabilidade. Além disso, são livres de substâncias tóxicas ou poluentes ao meio ambiente (Chevremont *et al.*, 2012).

Yan *et al.* (2013) avaliaram o tratamento de efluente sintético doméstico com o uso de microalgas da espécie *Chlorella vulgaris* e concluíram que o LED na cor vermelha, seguido da cor amarela e branca apresentam melhores taxas de crescimento da biomassa (acima de 30%) e de remoção de nitrogênio e fósforo (> 88%). Nesse estudo, verificaram que o fluxo luminoso ótimo depende da densidade populacional de microalgas, sendo que intensidades melhores estão na faixa de 1000 a 2500 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (E = Einstein, o mesmo que um mol de fótons). Wang *et al.* (2007) verificaram que os LEDs na cor vermelha com fluxo luminoso de 1500 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ promovem melhores taxas de crescimento de *Spirulina platensis*, cerca de 70 – 110 mg/L.

Ainda são escassas as informações na literatura sobre a remoção de *E. coli* (que é uma bactéria indicadora de contaminação fecal) em fotobiorreatores iluminados por LEDs. Acredita-se que nesses sistemas a desinfecção é potencializada pela competitividade das algas com a bactéria *E. coli*, os valores elevados de pH e OD e os fotossensibilizadores endógenos.

Atualmente buscam-se sistemas de tratamento que aliem a sustentabilidade e que tenham baixo consumo energético, nesse contexto o uso de fotobiorreatores com microalgas e iluminados por LEDs apresenta-se como uma alternativa tecnológica. Esses sistemas podem ter baixo custo operacional, simples operação e produzir biomassa algal, que pode ser convertida em novos produtos, como biofertilizantes e biodiesel. Assim, o objetivo deste trabalho foi o estudo qualitativo e quantitativo de um novo sistema de fotobiorreator de microalgas iluminado por LEDs de baixas intensidades luminosas e diferentes configurações para avaliar sua eficiência no tratamento de efluentes.

Metodologia

Os três fotobiorreatores foram construídos em recipientes de polietileno preto, com uma configuração geométrica retangular com 0,41 m de largura e 0,33 m de altura, e volume útil de 24 L, parcialmente fechados e com iluminação artificial. Para uniformizar o contato da biomassa com a luz artificial disponibilizada na superfície do efluente foi instalada uma bomba de aquário submersa (SB1000A). A placa luminosa foi construída em uma estrutura de madeira para ficar a 10 cm de distância da superfície do líquido. Foram testados LEDs na cor branca com fluxos luminosos e características distintas, conforme pode ser observado na Tabela 1.

Os experimentos foram realizados com três configurações diferentes de LEDs, que possuíam fornecimento contínuo de energia. Os fotobiorreatores tiveram iluminação constante (24 horas

por dia) e estavam isolados de outras fontes de iluminação externa. Os fotobiorreatores 1 e 2 possuíam o fluxo luminoso concentrado em dois pontos, Figura 1.1 e 1.2, enquanto que o fotobiorreator com fita de LED, Figura 1.3, possuía a luz distribuída uniformemente sobre a placa luminosa.

Tabela 1. Características dos LEDs

Fotobiorreator	Modelo	Fluxo luminoso medido abaixo da lâmpada ($\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	Fluxo luminoso distribuído na superfície do reator ($\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$)	Potência de consumo (W)	Temperatura de cor (K)
1	Lâmpada LED PAR 30/E27	4500	390	34.0	3000
2	Lâmpada LED PAR 650h03-D-65K	1500	52	20.0	6500
3	Fita de LED 3528 IP20 3M	160	160	20.6	2700

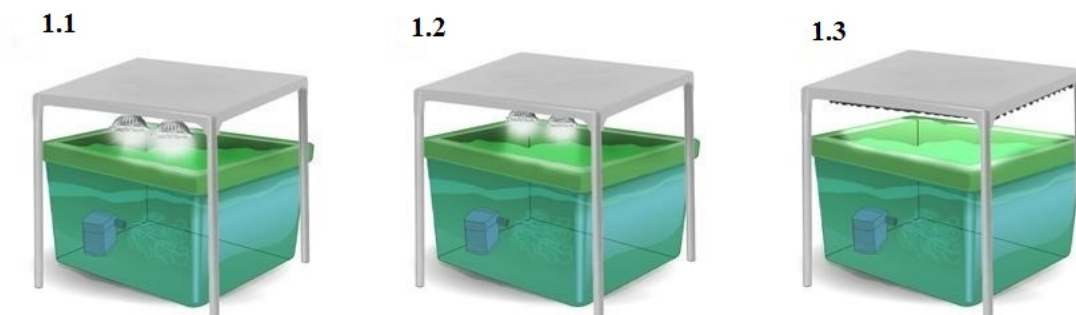


Figura 1. Fotobiorreatores. As figuras 1.1, 1.2 e 1.3 referem-se respectivamente aos fotobiorreatores 1,2 e 3 citados na Tabela 1.

A amostra utilizada como inóculo para o crescimento das microalgas foi coletada de um tanque atualmente utilizado para criação de tilápias. Foram coletados aproximadamente 3 L de amostra, sendo posteriormente levadas ao laboratório de saneamento da universidade. A ideia de se utilizar um inóculo como esse teve o intuito de avaliar o que aconteceria em um tratamento de esgoto real, onde é difícil o controle das espécies que ali crescem. Portanto, inocular apenas uma espécie não iria refletir essa realidade.

A amostra coletada foi introduzida em 17 L de efluente sintético, elaborado segundo Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OEDC, 1996). Houve um acréscimo na quantidade do reagente extrato de carne ao efluente, a modificação foi necessária para que a Demanda Química de Oxigênio (DQO) apresentasse valores similares aos do efluente doméstico real, que se apresenta na faixa de 450 - 800 mg/L de acordo com Von Sperling (2005).

Para o crescimento do inóculo foi utilizado um fotobiorreator com as características iguais ao fotobiorreator 2. O período de crescimento das microalgas foi de aproximadamente duas semanas, tempo necessário para obter a concentração de 300 mg/L de sólidos suspensos voláteis (SSV), que é uma medida indireta para quantificar a presença de biomassa.

Para iniciar os experimentos, utilizou-se um efluente retirado de um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (UASB) de uma ETE da cidade de Itabirito no estado de Minas Gerais/ Brasil. Adicionou-se 20.4 L desse efluente, e 3.6 L de inóculo (preparando anteriormente) em cada fotobiorreator. Os fotobiorreatores foram operados em batelada durante 16 dias. Houve a tentativa de montar um fotobiorreator controle iluminado pela luz solar, mas em alguns dias do experimento choveu, e ocorreu perda da amostra.

Durante a realização do experimento, foram avaliadas diariamente as seguintes variáveis: pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura (° C) e demanda química de oxigênio (DQO) solúvel. A cada três dias, além das citadas, analisou-se nitrogênio total Kjeldahl (NTK) que corresponde a soma do nitrogênio orgânico e amoniacal, nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$), nitrito, nitrato, fósforo (P), clorofila *a*, sólidos suspensos voláteis (SSV), e *E. coli* contabilizando seis análises durante a batelada. A frequência de monitoramento foi escolhida de modo que o volume do líquido do fotobiorreator no final do experimento não fosse menor do que 15% do volume inicial.

A clorofila *a* e sólidos suspensos voláteis foram determinados para avaliar o crescimento da biomassa algal. A DQO para remoção de matéria orgânica. As análises de fósforo e o nitrogênio total kjeldahl foram realizadas para avaliar suas respectivas remoções.

A metodologia utilizada nas análises estão descritas na Tabela 2. Para as análises filtradas (DQO, nitrito, nitrato, e fósforo) as amostras foram submetidas ao processo de filtração a vácuo com membrana de nitrocelulose com porosidade de 0.45 μm . As análises de nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico, NTK, DQO e fósforo foram realizadas em duplicata. A identificação das microalgas foi feita 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%).

Tabela 2. Metodologias

Variável	Metodologia	Variável	Metodologia
Clorofila <i>a</i>	Nush (1981)	Fósforo	4500 - P B APHA (2012)
DQO _r	5220 D APHA (2012)	OD	Eletrodo LDO 101
NTK	4500- N D APHA (2012)	pH	Eletrodo pHC 101
Nitrogênio Amoniacal	4500- N C APHA (2012)	Temperatura	Eletrodo pHC 101
Nitrito	HACH 8507	<i>E. coli</i>	Colilert*-18/Quanti-Tray*/2000
Nitrato	HACH 8171	SSV	2540 B APHA (2012)

Resultados

Os resultados apresentados e discutidos a seguir evidenciam que mesmo utilizando LEDs com baixas intensidades luminosas que os utilizados por outros autores, é possível provar a eficiência no tratamento de efluentes.

Como citado anteriormente, o efluente utilizado nos experimentos foi coletado na saída de um reator UASB de uma ETE, porém suas características são similares às encontradas em esgoto bruto, Tabela 3.

Tabela 3. Características iniciais do efluente

Variáveis	Efluente utilizado	Efluente doméstico bruto
DQO (mg/L)	991	400 – 800
pH	6.18	6.7 – 7.5
Nitrogênio Amoniacal (mg/L de N-NH ₄ ⁺)	25	20 – 40
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	35	15 – 30
Nitrito (mg/L de N-NO ₂ ⁻)	0.01	≈ 0
Nitrato (mg/L de N-NO ₃ ⁻)	1.7	0 - 2
SSV (mg/L)	260	135 - 350
OD (mg/L)	0.12	----
Fósforo tota (mg/L de P-PO ₄ ⁻)	8	5 - 25
<i>E.coli</i> (NMP/100 mL)	1.6 x 10 ⁷	10 ⁶ - 10 ⁹

O pH monitorado no experimento é apresentado na Figura 4. Como não foi realizado seu controle, observou-se o seu aumento, tornando o meio mais básico. Segundo Lee (2008), a elevação do pH em cultivos fotossintéticos é um indicador do consumo de carbono inorgânico pelo crescimento celular.

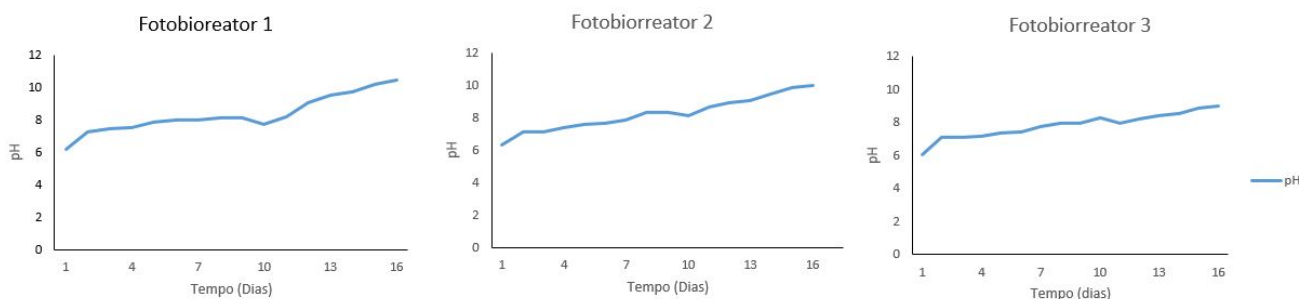


Figura 4. Comportamento do pH nos diferentes fotobiorreatores

No experimento realizado por Yan *et al.* (2012), o pH também aumentou gradativamente em função do tempo durante os dez dias de seu experimento, chegando em torno de 8.5. Neste trabalho, o pH chegou entre 9 e 10, porém o experimento durou 16 dias.

Segundo Lourenço (2006), a faixa temperatura ótima para o crescimento de microalgas encontra-se entre 20 - 30° C, portanto os resultados obtidos estão nessa faixa, Figura 5. As temperaturas nos fotobiorreatores foram diferentes, isso possivelmente é devido ao uso de diferentes LEDs.

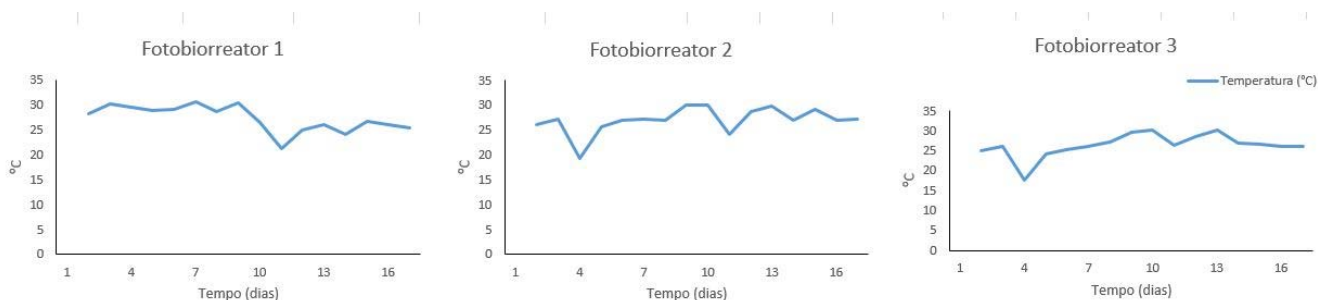


Figura 5. Comportamento da temperatura nos diferentes fotobiorreatores.

Yan *et al.* (2012), Katsuda *et al.* (2004) e Wang *et al.* (2007) em seus experimentos controlaram a temperatura em 25°C, 20°C e 30°C, respectivamente. Nesse experimento, mesmo não havendo controle, a temperatura variou dentro dessa faixa apresentada.

Como observado na Figura 6, o OD apresentou valores baixos, próximos a zero nos primeiros dias do experimento. A partir do sétimo dia houve um aumento do OD nos fotobiorreatores 2 e 3, e esse aumento foi observado a partir do décimo primeiro dia para o fotobiorreator 1. Esse obteve os maiores valores de OD, chegando a 23 mg/L. O aumento da concentração de OD resultou do crescimento das microalgas pelo processo da fotossíntese que tem como subproduto o O₂.

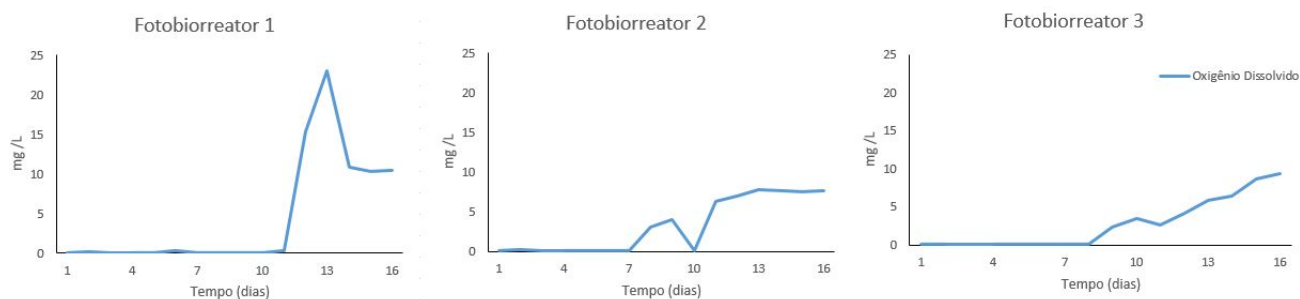


Figura 6. Comportamento do Oxigênio Dissolvido nos diferentes fotobiorreatores.

O efluente do reator UASB usado para este estudo apresentou o nitrogênio orgânico como a forma predominante (Figura 7). Isso não é usual para efluentes de UASB (Chernicharo, 1997). A concentração de nitrito e nitrato foram baixas, indicando a presença de poucas bactérias nitrificantes (Figura 7). A barra de erros representada na figura é a média dos valores encontrados nas análises que foram feitas em duplicata.

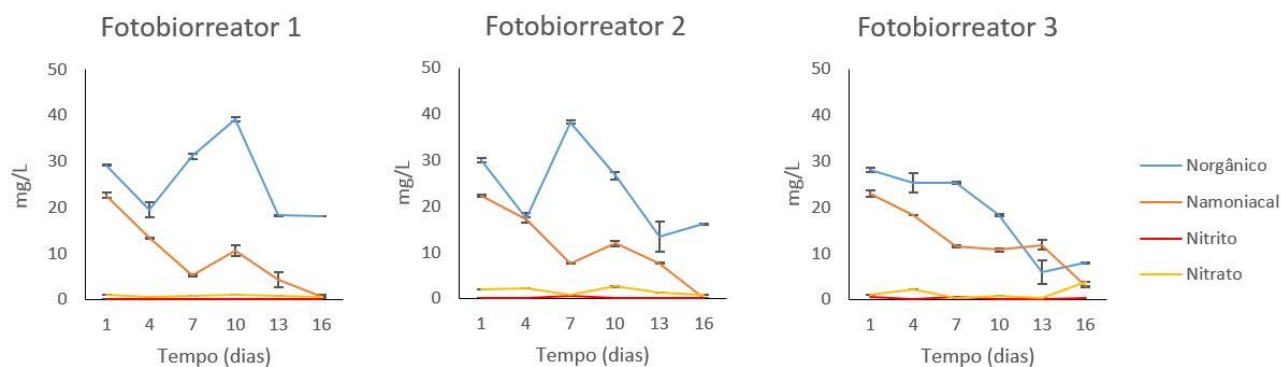


Figura 7. Formas de nitrogênio encontradas nos diferentes fotobiorreatores

Os três fotobiorreatores foram eficientes na remoção de NTK que pode ser explicado pelo processo de volatilização do NH_3 , assimilação biológica e sedimentação da matéria orgânica (Figura 8).

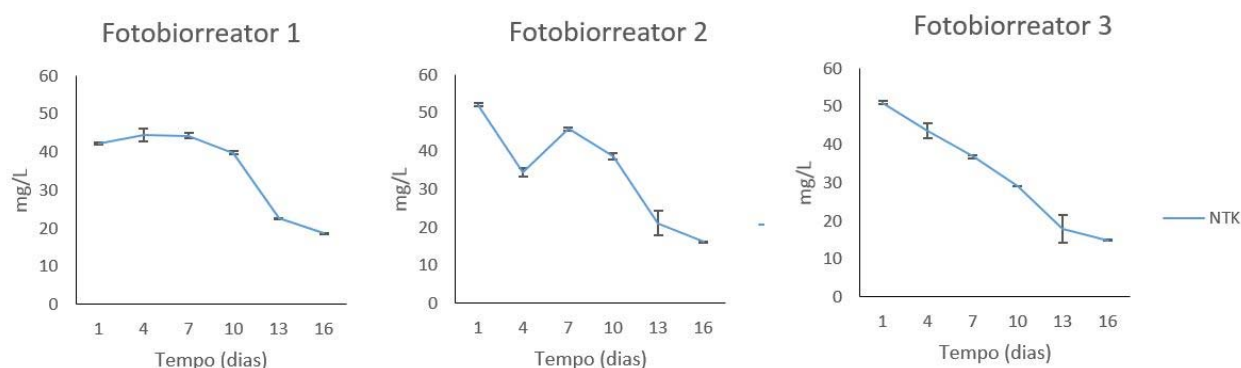


Figura 8. Remoção de NTK nos diferentes fotobiorreatores

Os valores de pH elevados favorecem o processo de volatilização do NH_3 . Além disso no caso dos fotobiorreatores aqui analisados o sistema pode ter sido favorecido devido ao maior contato do efluente com o ar em função do sistema de agitação utilizado. De acordo com Emerson *et al.* (1975), a porcentagem de NH_3 em relação ao nitrogênio amoniacal total no meio líquido pode ser determinada em função do pH e da temperatura do líquido, pela Equação 1.

$$\% \text{NH}_3 = \frac{100}{1 + 10^{\text{pKa} - \text{pH}}} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

$\text{pKa} = 0.09018 + 2729.92/T$

T= temperatura em graus Kelvin

Por exemplo, os valores médios de pH no último de experimento foram de 10.42; 9.97 e 9.01 para os fotobiorreatores 1, 2 e 3 respectivamente. Esses valores favorecem a formação de amônia livre, que de acordo com o modelo citado conduz aos valores da distribuição das formas de amônia apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Proporção das formas de amônia livre e ionizada, com relação à amônia total, em função de valores do pH e da temperatura

Fotobiorreator	NH_3 (%)	NH_4^+ (%)
1	93.81	6.18
2	85.94	14.06
3	38.12	61.87

Nos fotobiorreatores observou-se o crescimento de biomassa dispersa no meio e aderida nas paredes do fotobiorreator. Ao realizar as análises de NTK a biomassa aderida não foi contabilizada visto que apenas retirou-se amostras do líquido. Tal fato contribuiu para a remoção de NTK e pode não ter sido representado nos resultados.

Nesta pesquisa o fotobiorreator que apresentou melhor remoção de NTK foi o fotobiorreator 3 formado por fitas de LED e fluxo luminoso de $160 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$, que obteve aproximadamente 71%. Os valores de remoção foram semelhantes ao estudo realizado por Yan *et al.* (2013) que utilizaram *C. vulgaris*, porém obtiveram os melhores resultados em intensidade luminosa de $2000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Wang *et al.* (2007) que utilizaram *Spirulina platensis* em sua pesquisa chegou a melhores resultados também com fluxo luminoso na faixa de $2000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

O sistema de agitação permitiu que a biomassa que cresceu dispersa no meio entrasse em contato uniforme com a luz. Não havendo possibilidade de uma determinada espécie ficar na superfície e impedir a passagem de luz para as camadas inferiores do fotobiorreator, isso pode ser uma das causas de um fluxo luminoso menor do que os utilizados nos trabalhos de Yan *et al.* (2012), Yan *et al.* (2013) e Wang *et al.* (2007), ter atingido resultados semelhantes ou melhores.

O comportamento do fósforo nos diferentes fotobiorreatores é apresentado na Figura 9. O fotobiorreator que obteve melhor remoção de fósforo ao final do experimento foi o fotobiorreator 1, que chegou a valores próximos a 60%. Esse valor ficou abaixo dos encontrados por Yan *et al.* (2012) e Yan *et al.* (2013), que obtiveram 92% e 96% de remoção nas intensidades luminosas de $2300 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ e $2000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$, respectivamente. Xu *et al.* (2013) obtiveram 85% de remoção na intensidade $2000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ao utilizar *C. vulgaris*.

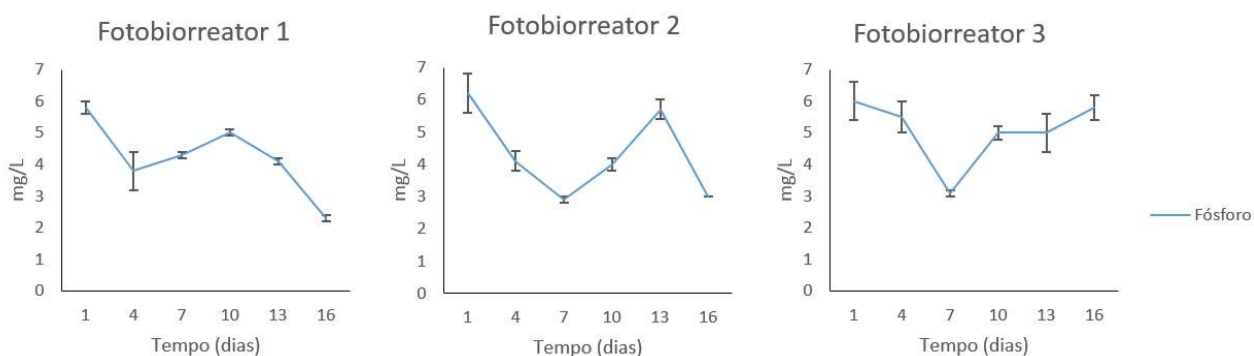


Figura 9. Remoção de fósforo nos diferentes fotobiorreatores.

A remoção de DQO mostrou-se eficiente para todos os fotobiorreatores como pode ser observado na Figura 10. O que obteve melhor resultado foi o fotobiorreator 2, com aproximadamente 91% de remoção.

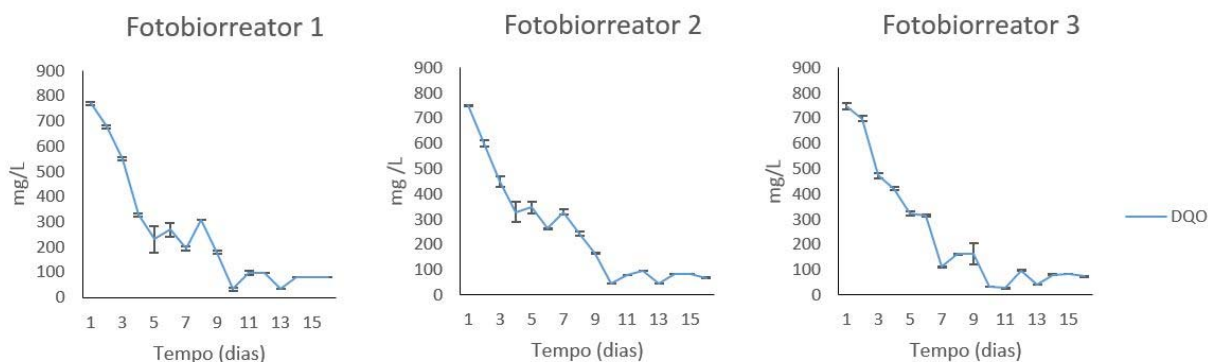


Figura 10. Remoção de DQO nos diferentes fotobiorreatores.

Os resultados obtidos foram similares aos encontrados em outros experimentos, mesmo que os fotobiorreatores utilizados nesse experimento possuíam menor fluxo luminoso. Yan *et al.* (2012) obtiveram uma eficiência de 90% com o LED branco na intensidade luminosa de $2300 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ em cinco dias. Já Yan *et al.* (2013) obtiveram uma eficiência de 67% com LED branco de intensidade luminosa $2000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ em 10 dias.

A remoção de DQO foi semelhante em todos os fotobiorreatores e está relacionada à simbiose entre microalgas e bactérias. O sucesso no crescimento de microalgas pode ser alcançado com uma quantidade suficiente de CO_2 , e um meio de cultivo que contenha os macronutrientes (nitrogênio e fósforo), ambos presentes no esgoto.

A remoção de DQO pode também ser associada a microalgas mixotróficas. Bhatnagar *et al.* (2010) citam que a mixotrofia é encontrada em várias algas, como em *C. minutissima*, *C. vulgaris* e *C. pyrenoidosa*, espécies representantes do gênero encontrado neste trabalho, sendo as duas primeiras encontradas no Brasil.

Os resultados na remoção de *E. coli* são apresentados na Figura 11. Para esta variável montou-se um fotobiorreator (fotobiorreator 4) sem iluminação de LED para comparação de resultados. A luz solar é considerada por muitos autores como o fator predominante de desinfecção de lagoas pela emissão de radiação ultravioleta, sendo totalmente dependente no comprimento de onda e intensidade luminosa (Parck e Craggs, 2011). Nota-se, porém, ao analisar a Figura 11 que

os fotobiorreatores que foram iluminados por LEDs obtiveram melhores taxas de remoção quando comparados ao fotobiorreator 4, mesmo os LEDs não emitindo radiação ultravioleta. Ressalta-se que o fotobiorreator 4 obteve remoção de 1 unidade logarítmica.

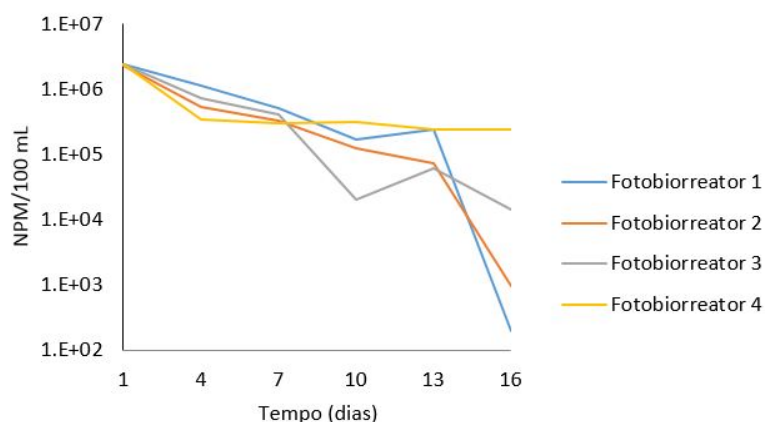


Figura 11. Remoção de *E. coli* nos diferentes fotobiorreatores.

O fotobiorreator 1 que possuía intensidade luminosa de $390 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (distribuído na superfície) foi o que obteve maior remoção de *E. coli* com remoção de 4 unidades logarítmicas, seguido do fotobiorreator 2, com remoção de 3 unidades logarítmicas. Segundo Schulze *et al.* (2014), quando as microalgas são expostas a intensidades luminosas acima daquelas requeridas pela fotossíntese resulta em um mecanismo de proteção conhecido como *nonphotosynthesis quenching* (NPQ). O NPQ gera espécies reativas de oxigênio (ROS) como peróxido de hidrogênio (H_2O_2), superperóxidos (O_2^-), e radicais hidroxilas (OH^\cdot). Os ROS são capazes de oxidar ácidos nucleicos, enzimas e lipídeos dos microrganismos como *E. coli*, causando perda da função biológica e consequente morte celular. O ROS está relacionado com a luz azul e sabe-se que o LED branco pode ser obtido pela adição de uma camada de fósforo na superfície de um LED azul, podendo ter influenciado na sua geração.

O efeito tóxico da luminosidade pode ser também relacionado ao efeito da fotossensibilização. Os danos relacionados à fotossensibilização começam quando um sensibilizador absorve a luz, entra num estado de excitação dando início a reações de fotodinâmica. Os fotossensibilizadores podem ser divididos em dois grupos: endógenos como os derivados de porfirina e flavina presentes no interior da célula; e exógenos presentes fora da célula. As reações de fotossensibilização podem ser de diferentes tipos: Tipo 1 (A e B) e Tipo 2. Nas reações do Tipo 1 A, o sensibilizador excitado troca de elétrons com um substrato e produz subsequentemente radicais livres. Quando o oxigênio está presente, como aconteceu nos fotobiorreatores, os

radicais livres podem reagir com ele e produzir superperóxidos e peróxidos de hidrogênio (Tipo 1 B). Nas reações de Tipo 2 envolve a transferência de energia do sensibilizador excitado para o oxigênio com a produção do estado altamente reativo de oxigênio (Muela *et al.*, 2002). E como citado anteriormente, esses ROS levam a morte celular de microrganismos.

Essas especulações têm como intenção evidenciar a complexidade da interação entre a luz em seu espectro visível e a desinfecção que ocorre em fotobiorreatores. Portanto há necessidade de estudos que avancem no entendimento do uso de LEDs e microalgas para a desinfecção.

Os resultados das análises de clorofila *a* podem ser observados na Figura 12. Nota-se que nos três fotobiorreatores a clorofila *a* apresentou um crescimento acentuado a partir do sétimo dia e uma queda que ocorreu a partir do décimo terceiro dia para os fotobiorreatores 1 e 2 e entre o décimo e décimo terceiro dia para o fotobiorreator 3. Analisando esses dados, conclui-se que os fotobiorreatores apresentaram o ciclo de crescimento típica de microrganismos, com a fase *lag*, exponencial, estacionária e morte. Ressalta-se que o fotobiorreator 2 apresentou maior concentração de clorofila *a* durante o experimento, chegando a 2.59 mg/L.

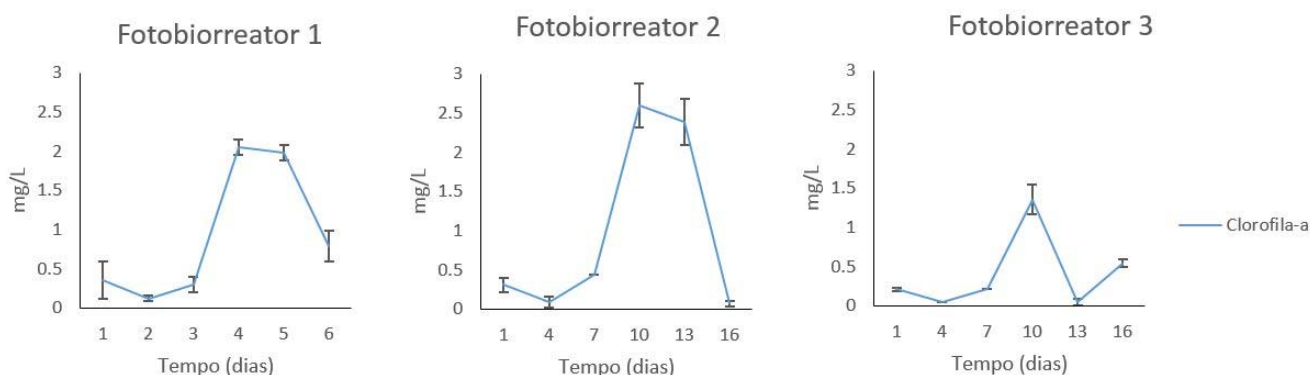


Figura 12. Clorofila *a* nos diferente fotobiorreatores.

Analisando a Figura 13, observa-se que mesmo os SSV e a clorofila *a* sendo variáveis para estimar a biomassa, seus resultados não são similares. Os SSV estão associados também à biomassa microbiana e não apenas a organismos fotossintetizantes que contém a clorofila *a*. Assim sendo nota-se que mesmo em alguns momentos onde ocorre a queda de clorofila *a*, os SSV continuam aumentando, indicando a presença de outros microrganismos.

Os melhores resultados para SSV ocorreram no sétimo dia para todos os fotobiorreatores, com valores de 340, 380 e 250 mg/L, respectivamente. Wang *et al.* (2007) obtiveram maior

concentração de SSV na faixa de 300 a 400 mg/L no quinto dia com intensidade de $3000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Yan *et al.* (2012) obtiveram resultados similares no sétimo dia com fluxo luminoso de $2800 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Podemos observar que os fotobiorreatores desse experimento atingiram resultados similares aos trabalhos citados.

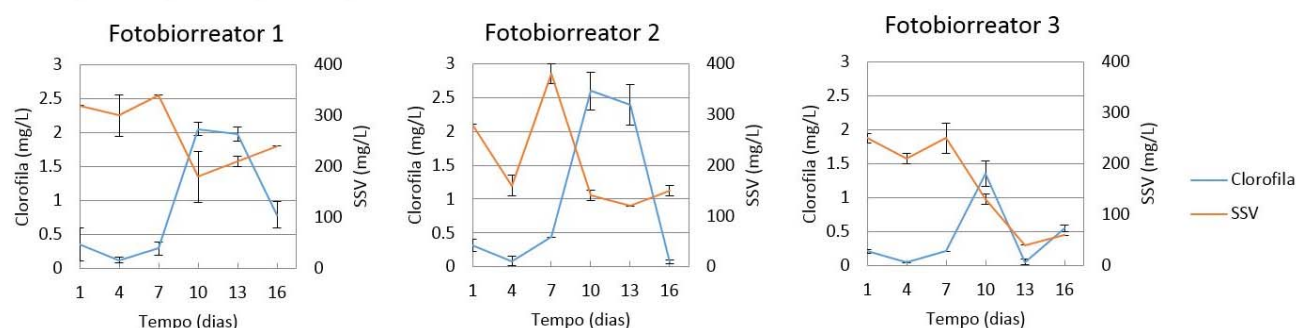


Figura 13. Clorofila *a* e SSV nos diferentes fotobiorreatores.

Conclusões

Todos os resultados encontrados neste estudo estão similares, em termos de remoção, a estudos anteriores que relacionavam microalgas e LEDs. Evidencia-se assim a potencialidade da aplicação de LEDs em eficientes sistemas de tratamento de esgotos mesmo com intensidades luminosas mais baixas (quando aliados a um sistema de agitação). Porém, como se pode observar as melhores taxas de remoção para cada variável foram diferentes nos fotobiorreatores, não chegando a um fotobiorreator ótimo para as quatro variáveis analisadas. Mais estudos relacionados à desinfecção e o uso de LEDs devem ser desenvolvidos.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (processo 456633/2014-6), à Fundação Gorceix e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig) (processo APQ – 01268-14).

Referências bibliográficas

- APHA (2012) *Standard Methods for examination of water and wastewater*, 22a ed, Washington: American Water Work Association, Water Environmental Federation, 1496 pp.
- Bhatnagar, A., Bhatnagar, M.; Chinnasamy, S., das, K.C. (2010) *Chlorella minutíssima – A Promising Fuel Alga for Cultivation in Municipal Wastewaters*, *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **161**(1-8), 523-536. doi: 10.1007/s12010-009-8771-0

- Brennan, L., Owende, P. (2010) Biofuels from microalgae – a review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and coproducts, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **14**(2), 557-577. doi: 10.1016/j.rser.2009.10.009
- Chen, K.I.Y., Chun Y. (2013) Cultivation, photobioreactor design and harvesting of microalgae for biodiesel. *Bioresource Technology*.**102**(1), 71 -81. doi: 10.1016/j.biortech.2010.06.159
- Chernicharo, C.A. (1997) Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias -Vol. 5 – Reatores Anaeróbios, 1a ed, Belo Horizonte: DESA, 246 pp.
- Chevremont, A.C., Farnet, A.M., Coulomb, B., Boudenne, J.L. (2012) Effect of coupled UV-A and UV-C LEDs on both microbiological and chemical pollution, *Science of the Total Environment*, **426**(1), 304-310. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.03.043
- Cho, S., Luong, T.T., Lee, D., Oh, Y.K., Lee, T. (2011) Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production, *Bioresource Technology*, **102**(18), 8639–8645. doi: 10.1016/j.biortech.2011.03.037
- Emerson, K., Russo, R.C., Lund, R.E., Thurston, T.T. (1975) Aqueous ammonium calculations: effect of pH and temperature, *Journal of the fisheries research board of Canada*, **32**(12), 2379-2383. doi: 10.1139/f75-274
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2015) *SIDRA - Sistema IBGE de Recuperação Automática*. Acesso em 8 jan. de 2015, disponível em:
<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?c=3856&z=p&o=8&i=P>
- Katsuda, T., Lababpour, A., Shimahara, K., Katoh, S. (2004) Astaxanthin production by *Haematococcus pluvialis* under illumination with LEDs, *Enzyme and Microbial Technology*, **35**(1), 81-86. doi: 10.1016/j.enzmictec.2004.03.016
- Lee, R.E., (2008) Phycology, 4a ed, Colorado State University, USA: Cambridge University Press, 547pp.
- Lourenço, S. O. (2006) Cultivo de microalgas marinhas- princípios e aplicações. Rima: São Carlos. 606 pp.
- Muela, J.M., Bringas, G., Seco, C., Arana, I., Barcina, I. (2002) Participation of oxygen and exogenous and endogenous sensitizers in the photoinactivation of *Escherichia coli* by photosynthetically active radiation, UV-A and UV-B, *Microbial Ecology*, **44** (4), 354-364. doi: 10.1007/s00248-002-1027-y
- Mutanda, T., Karthikeyan, S., Bux, F. (2011) The utilization of post-chlorinated municipal domestic wastewater for biomass and lipid production by *Chlorella* spp. under batch conditions, *Appl. Biochem. Biotechnol*, **164**(7), 1126–1138. doi: 10.1007/s12010-011-9199-x
- NUSH, Nederlands Norm (NEN 6520) (1981). 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, 50pp.
- Parck, J.B.K., Craggs, R.J. (2011) Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science*, **63**(8), 1758 -1764. doi: 10.2166/wst.2011.114
- Schulze, P.S.C., Barreira, L.A., Pereira, H.G. C., Pareles, J.A., Varela, J.C.S. (2014) Light emitting diodes (LEDs) applied to microalgal production, *Trends in Biotechnology*, **8**(14), 422-430. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tibtech.2014.06.001>
- Von Sperling, M. (2005) Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. vol 1, 4a ed, Belo Horizonte: DESA, 470 pp.
- Xu, B., Cheng, P., Yan, C., Pei, H. (2013) The effect of varying LED light sources and influent carbon/nitrogen ratio on treatment of synthetic sanitary sewage using *Chlorella vulgaris*, *World Journal Microbiology and Biotechnology*, **29**(7), 1289-1300. doi: 10.1007/s11274-013-1292-6
- Wang, C., Fu, C., Liu, Y. (2007) Effects of using light-emitting diodes on the cultivation of *Spirulina platensis*, *Biochemical Engineering Journal*, **37**(1), 21-25. doi:10.1016/j.bej.2007.03.004

- Wang, X., McCarty, P.L., Liu, J., Ren, N., Lee, D., Yu, H., Qian, Y., Qu, J. (2014) Probabilistic evaluation of integrating resource recovery into wastewater treatment to improve environmental sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, **112**(5), 1630-1635. doi: 10.1073/pnas.1410715112
- Yan, C., Luo, X., Zheng, Z. (2012) Performance of purifying anaerobic fermentation slurry using microalgae in response to various LED light wavelengths and intensities, *Journal Chemical Technol Biotechnology*, **88**(9), 1622-1630. doi: 10.1002/jctb.4010
- Yan, C., Luo, X., Zheng, Z. (2013) Performance of purifying anaerobic fermentation slurry using microalgae in response to various LED light wavelengths and intensities, *Society of Chemical Industry*, **88**(9), 24-32. doi: 10.1002/jctb.4010
- Yun Y.S, Lee S.B, Park J.M, Lee C.I, Yang J.W. (1997) Carbon dioxide fixation by algal cultivation using wastewater nutrients, *Journal Chemical Technol Biotechnology*, **69**(4), 451- 455. doi: 10.1002/(SICI)1097-4660(199708)69:4<451::AID-JCTB733>3.0.CO;2-M