II-1247 - EFICIÊNCIA DE REATOR COM ALGAS IMOBILIZADAS NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DIGERIDO ANAEROBIAMENTE

Natana Costa Farias[(1)]
Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal do Oeste do Pará. Professora da base tecnológica de meio ambiente na Escola de Ensino Técnico do Estado do Pará. Mestranda em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida na UFOPA/PA.
Israel Nunes Henrique[(2)]
Químico Industrial pela Universidade Estadual da Paraíba. Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Federal da Paraíba. Doutorado em Recursos Naturais pela Universidade Federal de Campina Grande. Pós-doutorado pela UEPB/PB. Professor do magistério superior na Universidade Federal do Oeste do Pará.

Endereço [(1)]**:** Trav. Carlos Maria Teixeira, 86 - Oriximiná - PA - CEP: 68270-000 - Brasil - Tel: (93)981251673- e-mail: costa1natana@gmail.com

RESUMO

Ao longo da última década diversos estudos científicos se voltaram para as microalgas e seu potencial. O interesse no cultivo massivo de microalgas influenciou diretamente na otimização de fotobiorreatores tratando águas residuárias ricas em nutrientes, que conjuntamente a presença de luz (solar ou artificial) se tornam indispensáveis para realização de fotossíntese das microalgas. A utilização de algas no tratamento de águas residuárias associa-se requisitos tecnológicos como os fotobiorreatores, visto a necessidade de energia luminosa e suprimento de CO_2, diferentes fatores propiciam diversas combinações tecnológicas para alcançar a remoção de nutrientes de águas residuárias desejada. Desse modo, o presente trabalho visou analisar o desempenho de um sistema de tratamento composto por reator UASB (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) seguido de Reator de Algas Imobilizadas (RAI) quanto a remoção biológica de DQO (Demanda Química de Oxigênio), nitrogênio amoniacal e ortofosfato de águas residuárias domésticas. O reator de algas imobilizadas (RAI) foi instalado e operado em escala laboratorial, o meio suporte adotado para imobilização das microalgas foram esponjas de poliuretano com 98% de volume de vazios, inseridas em um tubo cilíndrico de quartzo, instalado em posição vertical, com volume útil de 0,6L e funcionado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 horas. O desempenho do sistema foi avaliado por meio de análises dos parâmetros que influenciam nos processos de remoção de nitrogênio amoniacal, ortofosfato e DQO, como: potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, DQO_t e DQO_f pelo método de Titulometria, nitrogênio amoniacal, fósforo total e ortofosfato. Com o crescimento da biomasssa algal e consequente presença de microalgas o processo fotossintético foi crescente, verificando-se o aumento do pH a valores de 9 a 11 no fotobiorreator de pós-tratamento. Diante de presença deste processo, a volatilização do nitrogênio amoniacal aconteceu notavelmente com eficiência de remoção de 72%, assim como o declínio de ortofosfato sendo removido até 82%, em um período de 20 dias, quanto a eficiência de remoção de DQO atingiu 47%. As análises físico-químicas demonstraram eficiência no pós-tratamento com algas imobilizadas de águas residuárias domésticas, as concentrações de nitrogênio amoniacal e ortofosfato efluente do sistema foram abaixo do prescrito pela resolução CONAMA n° 430/11, foi satisfatória a remoção de DQO.

PALAVRAS-CHAVE: Pós-tratamento de efluentes, microalgas, saneamento, remoção de nutrientes.

INTRODUÇÃO

A manutenção do saneamento baseia-se no gerenciamento adequado de recursos hídricos, e constitui ser desafiador nesse setor, aliar inovação tecnológica e desenvolvimento sustentável. A carência de esgotamento sanitário em considerável parte do território brasileiro destaca-se como fonte poluidora de corpos hídricos, os efluentes domésticos são ricos em nutrientes como nitrogênio e fósforo, que quando lançados em sistemas aquáticos necessitam de uma demanda bioquímica de oxigênio, ocorrendo desta forma o desenvolvimento excessivo de alguns microrganismos, provocando desequilibro da vida aquática.

É interessante conceituar "fator limitante" que é quando a disponibilidade de um elemento restringe o desenvolvimento de organismos. Destaca-se que nitrogênio total é preponderante para o crescimento algal (WIEGAND et al., 2020) assim como o fósforo, são elementos limitantes do crescimento biológico (HENRIQUE et al.,2010), quando são lançados em excesso nos corpos hídricos possibilitam crescimento descomedido de organismos autotróficos (eutrofizantes), que após crescerem em excesso entram em decomposição causando danos aos ecossistemas aquáticos.

Há poucos estudos que investigam explicitamente as diferentes formas de tratar águas residuárias com microalgas, enquanto há diversos estudos de produção de microalgas para uso nos setores de biocombustíveis e farmacêuticos (FERREIRA *et al.*, 2019; GAO *et al.,* 2021; HUO *et al.*, 2020; KUMAR *et al.*, 2020). A utilização de algas no tratamento de águas residuárias associa-se requisitos tecnológicos como os fotobiorreatores, visto a necessidade de energia luminosa e suprimento de CO_2, diferentes fatores propiciam diversas combinações tecnológicas para alcançar a remoção de nutrientes de águas residuárias desejada (WOLMANN *et al.,* 2019).

A imobilização de microalgas na conversão metabólica das águas residuárias e na obtenção da biomassa é a abordagem mais promissora. A imobilização proporciona altas proporções de superfície-volume melhorando a distribuição de luz no reator de modo que as taxas de remoção de nutrientes podem ser semelhantes e até maiores do que em sistemas de microalgas suspensas (WOLMANN *et al*., 2019).

Desse modo, a presente pesquisa integrou um reator anaeróbio UASB seguido de um Reator de Algas Imobilizadas (RAI) com intuito de analisar o desempenho em pós-tratamento utilizando um RAI na remoção de nitrogênio amoniacal, ortofosfato e demanda química de oxigênio de águas residuárias domésticas.

OBJETIVO DO TRABALHO

Analisar o desempenho de um sistema de tratamento composto por reator UASB (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) seguido de Reator de Algas Imobilizadas (RAI) quanto a remoção biológica de DQO (Demanda Química de Oxigênio), nitrogênio amoniacal e ortofosfato de águas residuárias domésticas.

MATERIAIS E MÉTODOS

O reator de algas imobilizadas (RAI) foi instalado e operado em escala laboratorial, o meio suporte adotado para imobilização das microalgas foram esponjas de poliuretano com 98% de volume de vazios, inseridas em um tubo cilíndrico de quartzo, instalado em posição vertical, com volume útil de 0,6L e funcionado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 horas. O sistema constitui-se por um reator UASB de material PVC em escala de bancada, de modelo convencional, o RAI é um reator de pós-tratamento que recebeu o efluente do UASB com intuito deste estar com a carga orgânica reduzida visto que esse pré-tratamento é necessário para diminuição de turbidez com propósito de facilitar que a radiação atinja toda coluna do Reator de Algas Imobilizadas, a figura 1 representa o esquema do sistema.

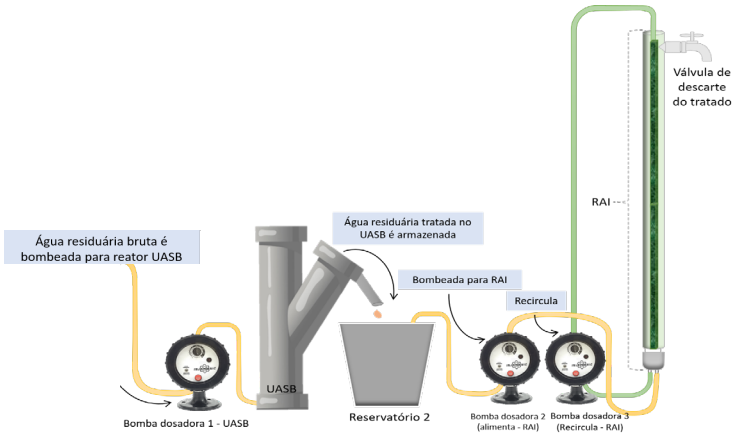

Figura 1: Esquema de funcionamento do sistema.

Para iniciar o funcionamento com mais agilidade foi inoculado o lodo biológico de reator UASB (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo) e o efluente produzido neste reator (UASB) alimenta o Reator de Algas Imobilizadas (RAI) propiciando o crescimento de biomassa algal através da recirculação do efluente ao longo da coluna de tratamento com ambiente munido de luz artificial (simulando a radiação), necessário para desenvolver o processo de fotossíntese.

Para manter ativo o processo fotossintético foi utilizado como fonte luminosa, por período de 24h/d, duas lâmpadas de LEDs de 1350 lúmens cada. Também foram utilizadas duas bombas dosadoras, sendo uma para vazão de alimentação e outra na recirculação do sistema.

A análise estatística é descritiva por meio de tabelas, gráficos e medidas que sintetizem os valores obtidos, com objetivo de conhecer o comportamento do reator ao longo do tempo (aumento, estabilidade ou declínio dos valores), assim como 1 ensaio de 6h afim de descrever o processo de tratamento realizado pelo sistema ao longo das horas.

ESTUDOS EM LABORATÓRIO

O desempenho do sistema foi avaliado por meio de análises dos parâmetros que influenciam nos processos de remoção de nitrogênio amoniacal e ortofosfato, assim como as análises bases para monitoramento e operação adequada do sistema. A Tabela 1 contém as principais características analisadas.

Tabela 1: Métodos e parâmetros realizados

Parâmetro	Método	Referência
pH	Potenciométrico	4500 H.B / APHA, 2012
Alcalinidade Total	Titulação potenciométrica com ácido sulfúrico a 0,02N	KAPP (BUCHAUER, 1998)
Ácidos Graxos Voláteis		KAPP (BUCHAUER, 1998)
DQO_t e DQO_f	Titulometria de oxirredução com dicromato (Refluxão fechada)	5220 C. / APHA, 2012
Nitrogênio amoniacal	Semi-micro Kjeldhal	4500-NH3 / APHA, 2012
Fósforo total	Espectrofotométrico com ácido ascórbico e digestão em persulfato	4500-P E./ APHA, 2012
Ortofosfato solúvel	Espectrofotométrico com ácido ascórbico	4500-P E./ APHA, 2012

RESULTADOS

O RAI funcionou com volume útil total de alimentação, tendo 1 ciclo diário (24 horas). O pH inicial medido foi em torno de 8, sendo efluente advindo do reator UASB. Com o crescimento da biomasssa algal e consequente presença de algas o processo fotossintético foi crescente, verificou-se o aumento do pH chegando a valores de 9 a 11. Diante de presença deste processo, a volatilização da amônia aconteceu notavelmente, a figura 2 a seguir retrata essa relação.

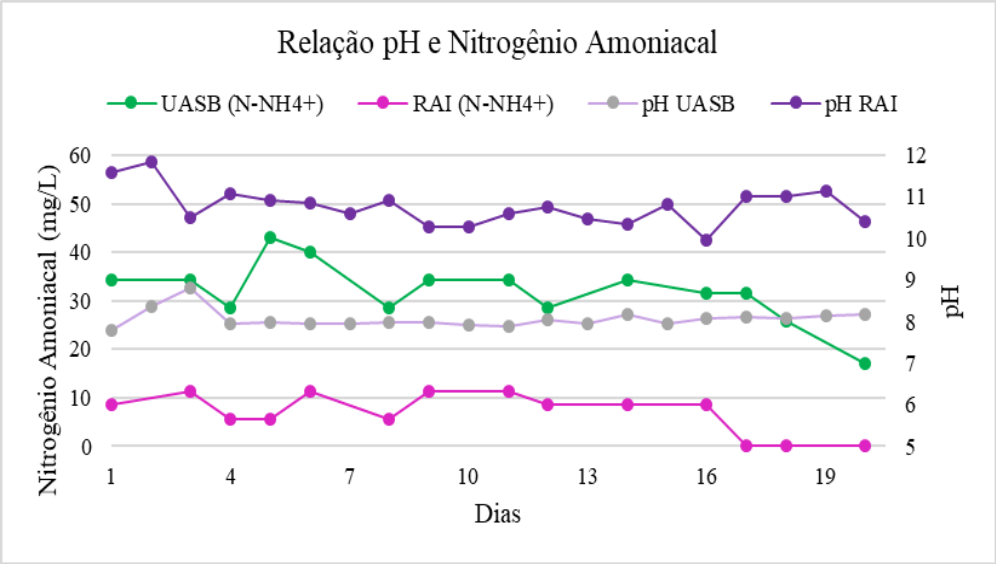

Figura 2: Concentrações de nitrogênio amoniacal no afluente (UASB) e no efluente (RAI), e valores de pH.

Considerando o aumento do pH as análises de ortofosfato apresentaram declínio relevante conforme figura 3:

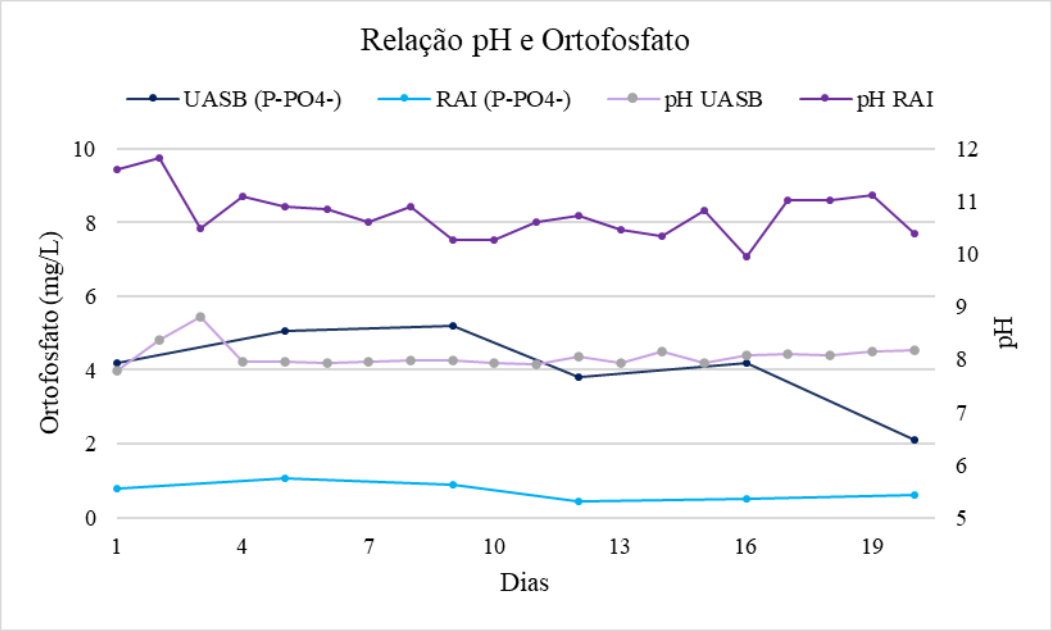

Figura 3: Concentrações de ortofosfato em relação aos valores de pH do afluente (UASB) e efluente (RAI).

A concentração de nitrogênio amoniacal e ortofosfato advinda do UASB ao percorrer a coluna com algas do RAI reduziu favoravelmente, a média dos resultados das análises e a porcentagem de remoção obtida pode ser verificado nas tabelas 2 e 3:

Tabela 2: Eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal (NH_4+) durante operação de 20 dias.

TDH de 24 horas	Média (mg/L)	Eficiência de Remoção
Afluente anaeróbio	31,96	78,22%
Efluente RAI	6,96	

Tabela 3: Eficiência de remoção de ortofosfato (PO_4^{3-}) durante operação de 20 dias.

TDH de 24 horas	Média (mg/L)	Eficiência de Remoção
Afluente anaeróbio	4,09	82,89%
Efluente RAI	0,7	

Baseado nesses resultados de eficiência do monitoramento do sistema, realizou-se um ensaio com duração de 6 horas amostrais para avaliar o processo de remoção de nutrientes, afim de especificar e analisar a remoção de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e ortofosfato (PO_4^{3-}) considerando a influência do pH nesse processo como mostra a figura 4:

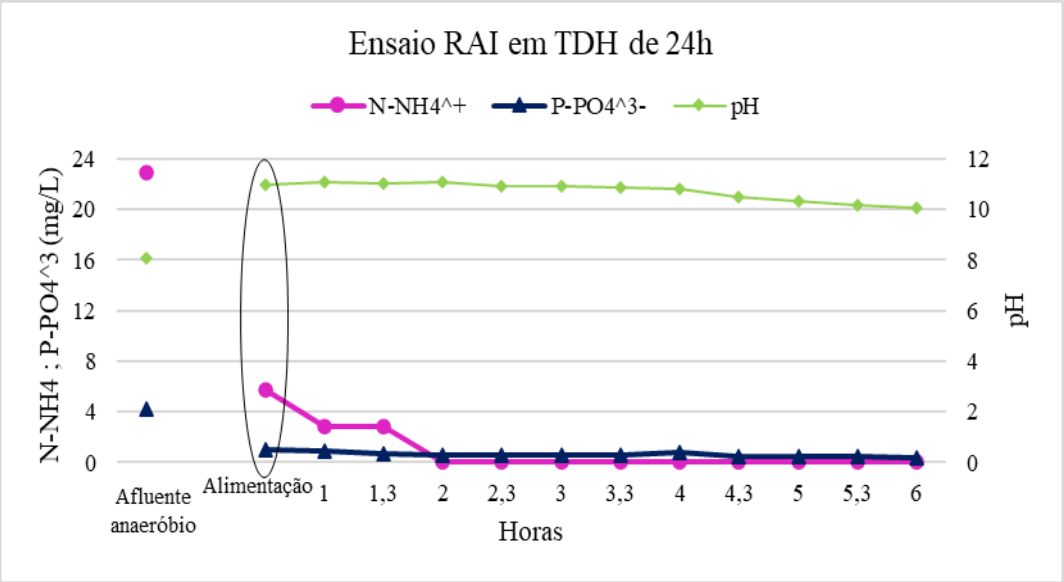

Figura 4: Comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e de ortofosfato (PO_4^{3-}) durante ensaio.

Ao completar 6h de experimentação o efluente final apresentou carga amoniacal de 0 mg/L de NH_4^+ e 0,3mg/L de ortofosfato (PO_4^{3-}). A tabela 4 apresenta os valores de eficiência do teste que representa a operação de 6 horas:

Tabela 4. Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e ortofosfato (PO_4^{3+}) durante o ensaio.

NH_4^+	(mg/L)	Eficiência de Remoção
Afluente anaeróbio	22,95	100%
Efluente RAI	0	
PO_4^{3-}	mg/L	Eficiência de Remoção
Afluente anaeróbio	4,26	92,96%
Efluente RAI	0,30	

Durante o ensaio as análises de DQO filtrada obtidas ocorreram conforme a figura 5:

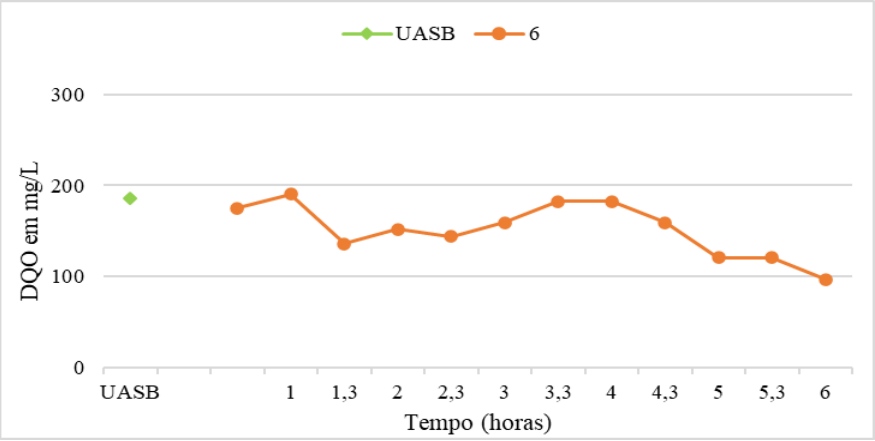

Figura 5: Concentração da Demanda Química de Oxigênio filtrada ao longo de 6 horas de funcionamento do reator de algas imobilizadas.

No reator de algas imobilizadas deve-se levar em consideração a DQO algal na determinação de DQO_t total, portanto, a figura 5 (acima) demonstra o comportamento de DQO total afluente em relação a DQO_f filtrada efluente do RAI. Essa comparação descarta desta forma a material orgânica provida das algas em suspensão produzidas no RAI, a tabela mostra a remoção de matéria. A tabela 5 mostra a DQO_t do afluente comparada a DQO_f do efluente após 6h de detenção hidráulica.

Tabela 5: Eficiência de remoção de DQO durante o ensaio.

DQO	(mg/L)	Eficiência de Remoção
Afluente anaeróbio	185	47,6%
Efluente RAI	97	

ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A fotossíntese realizada pelas algas depende basicamente da intensidade de radiação solar, temperatura e quantidade de nutrientes presentes na água. No meio aquático as algas produzem oxigênio (que dissolve na água) e incorporam a energia solar em sua biomassa (VIDOTTI & ROLLEMBERG, 2004), pois durante a fotossíntese as algas liberam oxigênio (CHEN *et al*. 2015; CRUZ *et al.,* 2019), as estequiometrias a seguir demonstra como ocorre a elevação de pH no meio líquido, propiciando a volatilização de NH_3, que ocorre de acordo com a seguinte reação:

$$\mathbf{NH_3 + H^+ \rightleftharpoons NH_4^+} \qquad \text{equação (1)}$$

Em pH acima de 10 o processo fotossintético promove em sua maioria a reação direita para esquerda, assim como o gráfico 1 mostra a partir da elevação do pH o nitrogênio amoniacal diminui, e entre os mecanismos que podem ocorrer é a volatilização e incorporação biológica (PICOT *et al.*, 1993). O gráfico 2 mostra o RAI com valores de pH superior a 9,5 e o processo de redução do ortofosfato, em lagoas essa remoção depende o quanto decanta da coluna d'água até os sedimentos, ocorre especialmente quando o pH está acima de 9,5, onde o fósforo orgânico (Porg) presente na biomassa das algas precipita como fósforo inorgânico (Pinorg) (MARA *et al.*, 1992), observa-se que essa sedimentação é reduzida no RAI devido o bombeamento de recirculação, e Araújo *et al*. (2017) afirmam que por conta da adversidade causada para esse processo pela recirculação do líquido, é possível que as algas estejam assimilando o fósforo, assim a eficiência de remoção do ortofosfato chega a 82% no RAI.

Ao realizar o ensaio experimental de 6h essa eficiência de remoção evidencia-se, ao receber carga de afluente digerido (do UASB) o pH do RAI não mostrou decaimento expressivo, e permaneceu elevado chegando a mais de 11 na segunda hora. A concentração de nitrogênio amoniacal afluente que adentrou o sistema era de 22,95mg/L e ao percorrer a coluna com algas essa concentração reduziu favoravelmente até zerar e o ortofosfato afluente que estava em 4,09mg/L decaiu para 0,7mg/L.

Quando se trata da DQO, essa foi analisada ao longo do ensaio experimental, e o decaimento dela pelo processo fotossintético no RAI, devido a oxidação de matéria orgânica por microrganismos heterotróficos, bem como na estruturação e nutrição das algas, onde também se realiza o processo de sorção da matéria orgânica na forma de CO_2 (JESUS *et al*. 2019). Ao fim das 6h de ensaio experimental, a eficiência de remoção foi de 47,6%, acima do esperado.

CONCLUSÕES

O tempo de detenção hidráulica aplicado demonstra relevância no desempenho do reator de algas imobilizadas, assim como a recirculação aplicada aumentou a superfície de contato líquido-biomassa permitindo otimização do reator. Ressalta-se que para aprimorar o desempenho pode-se reduzir o tempo de detenção hidráulica (TDH), visto que em 24h o volume de tratamento é baixo, no resultado do ensaio observa-se que em 4h operando as concentrações de nutrientes decaem consideravelmente, possibilitando menor tempo de TDH, logo maior volume pode ser tratado em menos tempo.

As análises físico-químicas demonstraram eficiência no pós-tratamento com algas imobilizadas de águas residuárias domésticas, as concentrações de nitrogênio amoniacal e ortofosfato efluente do sistema foram abaixo do prescrito pela resolução CONAMA n° 430/11, que devido sua toxicidade aos ecossistemas aquáticos e à saúde humana determina concentração máxima de lançamento de até 20mg/L. Quanto a remoção de DQO ao longo do ensaio, foi satisfatória considerando que o sistema de algas desprende biomassa que aumenta a turbidez e matéria carbonácea no efluente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, AWWA, WEF. Sthandart methods for the examination of water and wasterwater. Washington, DC. 22th ed. 2012.
2. ARAÚJO, N. C. et al. Potencial de remoção de fósforo em biorreator operado com células de Chlorella sp imobilizadas em matriz de alginato de cálcio. **Ciência & Engenharia**, v. 26, n. 2, p. 59 – 65, 2017.
3. BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho CONAMA. Brasília, 2011.
4. CHEN, G.; ZHAO, L.; QI, Y. Enhancing the productivity of microalgae cultivated in wastewater toward biofuel production: A critical review. **Applied Energy**, v. 137, p. 282–291, 2015.
5. CRUZ, R. P.; SANTIAGO, B. L. S.; PEREIRA, E. L. Microalgas como matéria-prima na produção de biodiesel: uma revisão. **The Journal of Engineering and Exact Sciences**, Viçosa/MG, BR, v. 5, n. 3, p. 0244–0256, 2019.
6. FERREIRA, A. *et al*. (2019). Scenedesmus obliquus microalga based biorefinery – from brewery effluent to bioactive compounds, biofuels and biofertilizers – aiming at a circular bioeconomy**. Biofuels, Bioproducts and Biorefining**.
7. GAO, Y.; GUO, *et al*. Mariculture wastewater treatment with Bacterial-Algal Coupling System (BACS): Effect of light intensity on microalgal biomass production and nutrient removal. **Environmental Research**, Volume 201, 2021, ISSN 0013-9351.
8. HENRIQUE, I. N. et al. Remoção biológica de fósforo em reatores de bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. Rev. Eng. San. E Ambiental. Vol. 15 n.2, 2010.

9. HUO, S.; J. L. *et al*. Post treatment of swine anaerobic effluent by weak electric field following intermittent vacuum assisted adjustment of N:P ratio for oil-rich filamentous microalgae production. **Bioresource Technology**, Volume 314, 2020, 123718, ISSN 0960-8524.
10. JESUS, H. S. et al. Autochthonous microalgae cultivation with anaerobic effluent: isolation of strains, survivorship, and characterization of the produced biomass. Rev. Ambiente & Água, vol. 14, 2019.
11. KUMAR, A. K.; S. S. *et al*. Techno-economic analysis of microalgae production with simultaneous dairy effluent treatment using a pilot-scale High Volume V-shape pond system. **Renewable Energy**, Volume 145, 2020, Pages 1620-1632, ISSN 0960-1481.
12. MARA, D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W.; MILLS, S. W. (1992). **Waste stabilisation ponds. A design manual for Eastern Africa. Lagoon Technology Internacional**. Leeds. 121 p.
13. METCALFY & EDDY. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, 5th Edition. ISBN 0073401188 / 9780073401188, tradução: lvanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. - 5. ed. - Porto Alegre, 2016.
14. PICOT, B.; MOERSIDIK, S.; CASELLAS, C.et al. 1993. Using diurnal-variations in a high-rate algal pond for management pattern. Water science Technology, v. 28, n. 10, p. 169- 175.
15. VIDOTTI, C.; ROLLEMBERG, M. C. E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à biorremediação e à química analítica. **Química nova**, v. 27, p. 139-145, 2004.
16. WIEGAND, M. et al. Avaliação de nutriente limitante da produção algal em reservatórios do semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais** (Online), v. 55, n. 4, p. 456 - 478, 2020.
17. WOLLMANN, F. et al. Microalgae wastewater treatment: Biological and technological approaches. Engineering in Life Sciences, v. 19, n. 12, p. 860-871, 2019.