

Potencial de uso de macrófitas aquáticas como ferramenta de fitorremediação na lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgoto de Mamanguape-PB

Luanny Dantas de Brito^{1*} , Maria Cristina Basílio Crispim da Silva² 

1 Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba - UFPB, Cidade Universitária, Campus I, CEP 58051-970, João Pessoa, PB, Brasil.

2 Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba – UFPB, Cidade Universitária, Campus I, CEP 58059-900, João Pessoa, PB, Brasil.

*Autor para correspondência: luanny_dantas@hotmail.com

Recebido em 25 de março de 2022.

Aceito em 18 de dezembro de 2022.

Publicado em 29 de dezembro de 2022.

Resumo - Uma das principais causas de poluição dos corpos hídricos é o lançamento de efluentes sem tratamento apropriado. Para proteger os recursos ambientais é crescente o investimento em tecnologias e ferramentas para o tratamento de esgotos. Esta pesquisa objetivou avaliar o potencial de uso das macrófitas aquáticas, como ferramenta de fitorremediação na lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Mamanguape-PB. Para tanto, foram implantadas estruturas contendo macrófitas das espécies *Eichhornia crassipes* (Mart. Solms) e *Pistia stratiotes* (Jalkumbhi). Foram realizadas coletas de amostras de água em pontos de entrada e saída da Lagoa Facultativa, e posteriores análises laboratoriais de indicadores de qualidade de água (pH, oxigênio dissolvido, amônia, nitrito, nitrato, ortofosfato e condutividade elétrica) antes da implantação das macrófitas (controle), quando estas estavam presentes com poucas macrófitas na lagoa (PM) e quando com muitas macrófitas (MM). Os dados adquiridos foram analisados estatisticamente através do software R, e também de acordo com a capacidade de depuração dos parâmetros. Diante dos resultados obtidos verificou-se que apesar de terem ocorrido melhorias na qualidade da água da lagoa após a implantação das macrófitas, estas não foram estatisticamente significativas, com exceção apenas do parâmetro de pH, não havendo, portanto, o efeito esperado da fitorremediação no biotratamento da água da ETE-Mamanguape, sendo a hipótese da pesquisa rejeitada, para a quantidade de plantas testada.

Palavras-chave: Fitorremediação. Tratamento de efluentes. Macrófitas flutuantes.

Potential use of aquatic macrophytes as a phytoremediation tool in the facultative pond of the Wastewater Treatment Plant (WTP) of Mamanguape-PB

Abstract - One of the main causes of pollution of water bodies is the discharge of effluents without proper treatment. To protect environmental resources, investment in wastewater treatment technologies is

increasing. This research aimed to evaluate the potential use of aquatic macrophytes as a phytoremediation tool in the facultative pond of Wastewater Treatment Plant (WTP) in Mamanguape-PB. Therefore, structures containing macrophytes of the species *Eichhornia crassipes* (Mart. Solms) and *Pistia stratiotes* (Jalkumbhi) were implanted. Water samples were collected at points of entry and exit of the Facultative Pond, and subsequent laboratory analyzes of water quality indicators (pH, dissolved oxygen, ammonia, nitrite, nitrate, orthophosphate and electrical conductivity) before the implementation of the macrophytes (control), when there were less macrophytes in the pond (PM), and when in larger quantities (MM). The collected data were statistically analyzed using the R software, and also according to the depuration capacity of the parameters. In view of the results obtained, it was verified that even though there were improvements in the water quality of the pond after the implantation of the macrophytes, they were not statistically significant, with the exception of the pH parameter, and therefore, there was not the expected effect of phytoremediation on the biotreatment of the WTP-Mamanguape water, being the research hypothesis rejected for the tested plant quantities.

Keywords: Phytoremediation. Wastewater treatment. Floating macrophytes.

Uso potencial de macrófitas acuáticas como herramienta de fitorremediación en la laguna facultativa de la planta de tratamiento de aguas residuales de Mamanguape-PB

Resumen - Una de las principales causas de la contaminación de los cuerpos de agua es la liberación de efluentes sin el debido tratamiento. Con el fin de proteger los recursos ambientales, aumenta la inversión en tecnologías y herramientas para el tratamiento de las aguas residuales está aumentando. Esta investigación tuvo como objetivo evaluar el uso potencial de las macrófitas acuáticas como herramienta de fitorremediación en la laguna facultativa de la Estación de Tratamiento de Aguas residuales em Mamanguape -PB. Para ello se implantaron estructuras que contenían macrófitos de las especies *Eichhornia crassipes* (Mart. Solms) y *Pistia stratiotes* (Jalkumbhi). Se recolectaron muestras de agua en los puntos de entrada y salida de la Laguna Facultativa y posteriormente se realizaron análisis de laboratorio de los indicadores de calidad del agua (pH, oxígeno disuelto, amoníaco, nitrito, nitrato, ortofosfato y conductividad eléctrica) antes de la implantación de los macrófitos (control), cuando éstos estaban presentes en pequeñas cantidades en la laguna (PM) y cuando en mayores cantidades (MM). Los datos adquiridos fueron analizados estadísticamente utilizando el software R, y también de acuerdo con la capacidad de depuración de los parámetros. Los resultados mostraron que, aunque hubo mejoras en la calidad del agua de la laguna tras la implantación de macrófitos, éstas no fueron estadísticamente significativas, a excepción del parámetro del pH, por lo que no se produjo el efecto esperado de la fitorremediación en el biotratamiento del agua de la ETE-Mamanguape, siendo rechazada la hipótesis de investigación, para el número de plantas probadas.

Palabras clave: Fitorremediación. Tratamiento de aguas residuales. macrófitos flotantes.

Introdução

A água existente no mundo é um recurso imprescindível à vida dos seres vivos, seja como meio de vida para as espécies, como fonte para a produção de bens e serviços ou como recurso representativo de valores socioculturais (Philippi Jr et al. 2004). Conflitos pelo uso da água estão gerando cada vez mais preocupação, e geralmente são motivados por fatores como o processo desordenado de urbanização, a ocupação indevida em áreas de drenagem das bacias hidrográficas, além dos desperdícios e a não conservação do recurso (Pantano 2016). A poluição das águas superficiais é causada, na maioria das vezes, pelo lançamento direto ou indireto de efluentes domésticos e industriais, não tratados ou tratados inadequadamente (Terra 2016).

No Brasil, embora existam padrões e diretrizes para a gestão e lançamento de efluentes, como os dispostos na Resolução CONAMA nº 430/2011, ainda são grandes os problemas em todo o território nacional, e isto deve-se, principalmente, à ausência de fiscalização dos órgãos públicos aos causadores da degradação ambiental (Borges et al. 2019). Mesmo com investimentos em empresas de saneamento, ainda é pequeno o volume de esgoto que recebe tratamento eficaz antes de chegar aos rios (Tucci 2008), e muitas vezes, mesmo após o tratamento, os efluentes são lançados nos corpos receptores com elevadas cargas poluidoras, principalmente de cianobactérias tóxicas e nutrientes inorgânicos, como compostos fosforados e nitrogenados, podendo gerar uma proliferação excessiva de algas, e conseqüentemente uma redução no oxigênio dissolvido (OD) no meio, acarretando na diminuição da biodiversidade do ambiente aquático (Poças 2015), provocando um fenômeno chamado de eutrofização.

Visando a melhorar a eficiência dos sistemas de tratamento de esgoto, manter as características dos efluentes dentro dos padrões de lançamento exigidos pelos órgãos ambientais, e minimizar os impactos causados nos corpos hídricos, principalmente a eutrofização, novas tecnologias de biotratamento vêm sendo adotadas. Dentre elas, uma que vem ganhando grande força por ser considerada bastante eficiente, com potencial de reprodutibilidade, e economicamente viável para auxiliar na melhoria do tratamento de efluentes é a fitorremediação (Bhupathiraju et al. 2002; Crispim et al. 2009; Mallmann et al. 2019).

O uso de macrófitas aquáticas flutuantes, jardins filtrantes, ou wetlands construídas, são alternativas para a fitorremediação em sistemas de tratamento de efluentes domésticos e industriais (Dias et al. 2016). Nesta opção de biotratamento, a despoluição é realizada por espécies de macrófitas, que atuando em simbiose com microrganismos, podem agir sobre diferentes contaminantes, absorvendo, fixando e tratando poluentes (Placek et al. 2016; Marques e Américo-Pinheiro 2018), contribuindo na depuração e redução de cargas poluidoras inorgânicas, substâncias tóxicas, e microrganismos patogênicos (Dias et al. 2016).

Além de remover elevadas cargas de nutrientes, o sistema de remediação com macrófitas pode ser eficiente também na remoção de coliformes fecais, e de metais pesados como Zinco, Níquel, Chumbo, Cobre, Mercúrio, Urânio e Césio (Braun et al. 2016), possuindo custos operativos e de manutenção extremamente baixos (Yamamoto 2012). Vale salientar que a capacidade de remoção destes nutrientes e substâncias, por parte das macrófitas, é variável e depende do tipo de macrófita e dos mecanismos utilizados no sistema (Mello 2018). Pesquisas realizadas com macrófitas das espécies *Eichhornia crassipes* (Mart. Solms) (aguapé) e a *Pistia stratiotes* (Jalkumbhi) (alface-d'água) demonstraram que elas apresentam boa capacidade remediadora, contribuindo para a extração de nutrientes, metais

pesados, matéria orgânica, poluentes emergentes, coliformes e patógenos (Gao et al. 2014; Zhou et al. 2014; Ismail et al. 2015; Victor et al. 2016; Yan et al. 2017; Marques; Américo-Pinheiro 2018).

Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar o potencial de uso das macrófitas aquáticas, como ferramenta de fitorremediação na lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Mamanguape-PB. Para isso foi testada a seguinte hipótese de pesquisa: H1 – A fitorremediação com as macrófitas *E. crassipes* e *P. stratiotes* é eficiente na capacidade de depuração da lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgoto de Mamanguape, PB.

Material e métodos

Área de estudo

A presente pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgotos do município de Mamanguape (ETE – Mamanguape), situada nas coordenadas 6°50'39.870" Sul e 35° 6'12.273" Oeste, a cerca de 56 Km da capital paraibana, João Pessoa. O município de Mamanguape possui aproximadamente 44.657 habitantes, em uma área territorial de 340, 5 Km² (IBGE 2018). A ETE – Mamanguape possui uma área superficial de 8,5 hectares e é composta por duas lagoas de estabilização, uma anaeróbia e uma facultativa, caracterizando o sistema australiano de lagoas (ANA 2019). O seu monitoramento e operação são realizados pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). O experimento foi realizado apenas na lagoa facultativa.

Atualmente a ETE recebe e trata apenas 3,9% do esgoto gerado no município de Mamanguape, oriundo principalmente do centro da cidade, atendendo a uma população estimada de 1.363 pessoas (ANA 2019). O tratamento realizado pela ETE é o secundário, e possui uma eficiência de 75% na remoção da DBO, mas não apresenta nenhum procedimento adicional voltado para a remoção de nutrientes (ANA 2019). O esgoto tratado é enviado para um afluente do Rio Mamanguape, localizado a 550 metros da ETE, e enquadrado na Classe 2 de corpos de água (AESAs 2016; ANA 2017), de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL 2005).

Experimento de fitorremediação

Por apresentarem potencial remediador, principalmente com relação à redução de clorofila *a*, absorção de nutrientes, redução de matéria orgânica e metais pesados, constatados através de pesquisas (Victor et al. 2016; Mello 2018; Ismail et al. 2015), as espécies de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas nessa pesquisa foram a *E. crassipes*, popularmente chamada de aguapé e *P. stratiotes* chamada de alface d'água.

As macrófitas foram retiradas das margens do Rio Cabelo (em João Pessoa) e transportadas para a ETE de Mamanguape. Foram montadas oito estruturas com conduítes de PVC com 25 mm de diâmetro e 60m de comprimento. Esse material foi escolhido por flutuar quando colocado na água, para delimitar a área ocupada pelas macrófitas. As pontas dos conduítes foram unidas com fita isolante, e suas extremidades foram amarradas, com fios de nylon resistente, em pregos colocados nas margens da lagoa. O comprimento da estrutura ficou com cerca de 30 m. Seis Dessas estruturas foram inseridas em próximos às margens da lagoa facultativa da ETE-Mamanguape, sendo duas na parede frontal e duas em cada paredão lateral. Após a montagem das estruturas, as macrófitas das duas espécies foram inseridas juntas na lagoa (Figura 1), em Agosto de 2020.

Figura 1 - Implantação das estruturas com macrófitas na ETE de Mamanguape.



Após a implantação das macrófitas apenas a *E. crassipes* sobreviveu às condições ambientais da lagoa, apresentando uma elevada taxa de reprodução e crescimento, o que possibilitou comparar e avaliar o potencial de fitorremediação com a presença de diferentes densidades desta espécie de macrófita na lagoa facultativa da ETE, ou seja, com poucas macrófitas e com muitas macrófitas (Figuras 2A e 2B).

Figura 2 – Macrófitas implantadas na ETE: A) em pouca quantidade; B) em grande quantidade.



Coletas de amostras

As coletas de amostra de água foram feitas em dois pontos das extremidades da lagoa facultativa da ETE – Mamanguape. O Ponto 1 (P1) localizado logo no início da lagoa, onde o esgoto chega, vindo da lagoa anaeróbia, e o ponto 2 (P2) no final da lagoa, próximo à tubulação de saída da ETE para o corpo receptor (Figura 3). De cada ponto amostral foram retiradas três réplicas.

Figura 3 - Vista aérea da ETE-Mamanguape, com localização dos pontos amostrais.

Fonte: Google Earth (2020).

Foram realizadas quatro coletas de água na lagoa facultativa, uma a cada mês, antes da instalação do sistema de fitorremediação (controle). As coletas de controle ocorreram em agosto, setembro, dezembro de 2019 e em de agosto de 2020. Após a implantação das estruturas fitorremediadoras, aguardou-se um período de dois meses para que elas pudessem se reproduzir e crescer, multiplicando sua quantidade. Em seguida, foram feitas sete coletas de amostras, das quais quatro foram correspondentes a uma densidade estabelecida como “poucas macrófitas” (nos meses de novembro e dezembro de 2020, e janeiro e fevereiro de 2021) (Figura 2A) e três foram referentes a uma densidade determinada como “muitas macrófitas” (nos meses de março e abril de 2021) (Figura 2B). Ao final das coletas, as amostras foram etiquetadas, acondicionadas em caixas com gelo e transportados para o Laboratório de Ecologia Aquática (LABEA) do DSE/CCEN/UFPB, onde foram filtradas com bomba de sucção reversa, em filtros GF-C e logo em seguida congeladas até o momento das análises.

Análise de parâmetros físicos e químicos

Os parâmetros físicos e químicos da água foram determinados seguindo os padrões estabelecidos em APHA (Eaton et al. 2005) ou utilizando os equipamentos adequados para cada análise, como descrito na Tabela 1.

Tabela 1 – Parâmetros físicos e químicos e seus respectivos métodos de análise.

Parâmetro	Metodologia
Amônia (NH_3)	Método espectrofotométrico do fenol
Nitrito (NO_2^-)	Método colorimétrico por espectrofotometria com N-(1-naftil)-etilenodiamina
Nitrato (NO_3^-)	Método colorimétrico por espectrofotometria com brucina

Parâmetro	Metodologia
Ortofosfato (PO_4^{3-})	Método Azul de Molibdênio
Oxigênio Dissolvido	Sonda Multiparâmetro Horiba (Série U-50)
pH	Sonda Multiparâmetro Horiba (Série U-50)
Condutividade elétrica	Sonda Multiparâmetro Horiba (Série U-50)

Análise estatística

Os dados obtidos de cada parâmetro, foram analisados estatisticamente para observar se havia diferenças significativas entre a entrada (P1) e a saída (P2) do esgoto na lagoa facultativa da ETE-Mamanguape, nos períodos de controle, quando haviam poucas macrófitas e quando haviam muitas macrófitas atuando na fitorremediação.

Como o experimento foi realizado ao longo do tempo, incluindo períodos de estiagem e chuvosos, não houve comparação estatística entre os 3 experimentos, considerando a qualidade de água no P2, saída do efluente, mas sim da capacidade de depuração entre a entrada (P1) e a saída (P2) em cada tratamento. Isso foi necessário para retirar o erro que teria com as diferentes qualidades de efluente na entrada. Sendo assim, foi feita a comparação entre os 3 tratamentos (Controle, PM e MM) usando os dados de depuração (diferença entre a entrada e saída) para cada parâmetro.

Para a análise estatística foram utilizados os valores de concentração obtidos com as réplicas das amostras. Primeiramente, foi realizado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk para verificar se os dados apresentavam distribuição normal ou não normal. Para os dados que apresentaram distribuição normal, foi feito o TEST T pareado, já para os dados de distribuição não normal foi realizado o teste Wilcoxon. Calculando o valor de p através desses testes, foi possível encontrar diferenças significativas ($p \leq 0,05$) e não significativas ($p > 0,05$) entre os valores dos parâmetros físicos e químicos na entrada e saída da lagoa. Todo este procedimento e também a produção dos gráficos boxplots foi realizado utilizando o *Software R*.

Calculou-se a capacidade de depuração de cada parâmetro de qualidade da água, e com estes dados foi feita a comparação entre o controle e a fitorremediação (com poucas e muitas macrófitas). A capacidade de depuração foi calculada utilizando a metodologia adotada por Lima e Crispim (2021), onde subtraiu-se o valor das médias de cada parâmetro analisado na entrada (P1) pelo da saída (P2) do sistema, sendo positiva quando houve redução no valor do parâmetro, e negativa quando houve acréscimo. Os gráficos de depuração foram gerados com o auxílio do *Software Excel 2016*. Também foram realizadas análises estatísticas da capacidade de depuração através do *Software R*. Para esta análise estatística, como eram 3 variáveis a ser comparadas foi feito um teste de variância (ANOVA) e o teste de normalidade de Shapiro Wilk, em seguida para os dados com distribuição normal realizou-se o teste Tukey, e para os de distribuição não normal, o teste de Kruskal-Wallis. Além disso, os valores dos parâmetros encontrados foram comparados com os requisitos de lançamento de efluentes em corpos hídricos, estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011, para averiguar se estão dentro do exigido pela legislação.

Precipitações pluviométricas

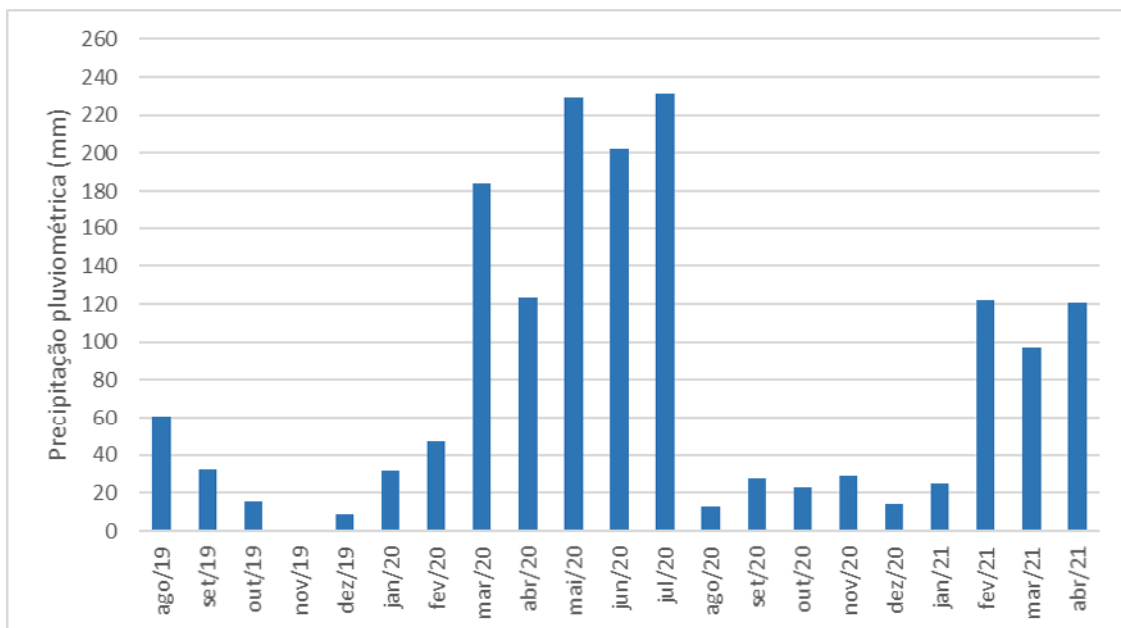
Devido à contribuição pluviométrica na dinâmica do tratamento do esgoto da lagoa, foram obtidos os dados de precipitação pluviométrica mensais de Mamanguape, referentes ao período da pesquisa. Esses dados foram obtidos através da Agência Executiva de Gestão de Águas (AESAs), levando-se em consideração os dados das estações meteorológicas de Mamanguape.

Resultados e discussão

Precipitações pluviométricas

Nos meses de coleta das amostras de controle (agosto, setembro e dezembro de 2019, e agosto de 2020), a maior precipitação observada foi de 60,4 mm em agosto de 2019 (Figura 4). Durante o período de coleta, referente à presença de poucas macrófitas na lagoa da ETE-Mamanguape (novembro de 2020 a fevereiro de 2021), a maior precipitação verificada foi de 121,9 mm, em fevereiro de 2021. Com a presença de muitas macrófitas (março e abril de 2021), a maior interferência pluviométrica foi observada no mês de Abril (120,8 mm).

Figura 4 – Precipitação pluviométrica de Mamanguape ao longo do período da pesquisa.



Fonte: AESA (2021).

Os valores mais elevados de precipitação foram observados em julho de 2020 (231,5 mm), porém neste mês não foi realizada nenhuma coleta de amostra, mas no mês seguinte sim, o que pode ter interferido na qualidade de água na ETE.

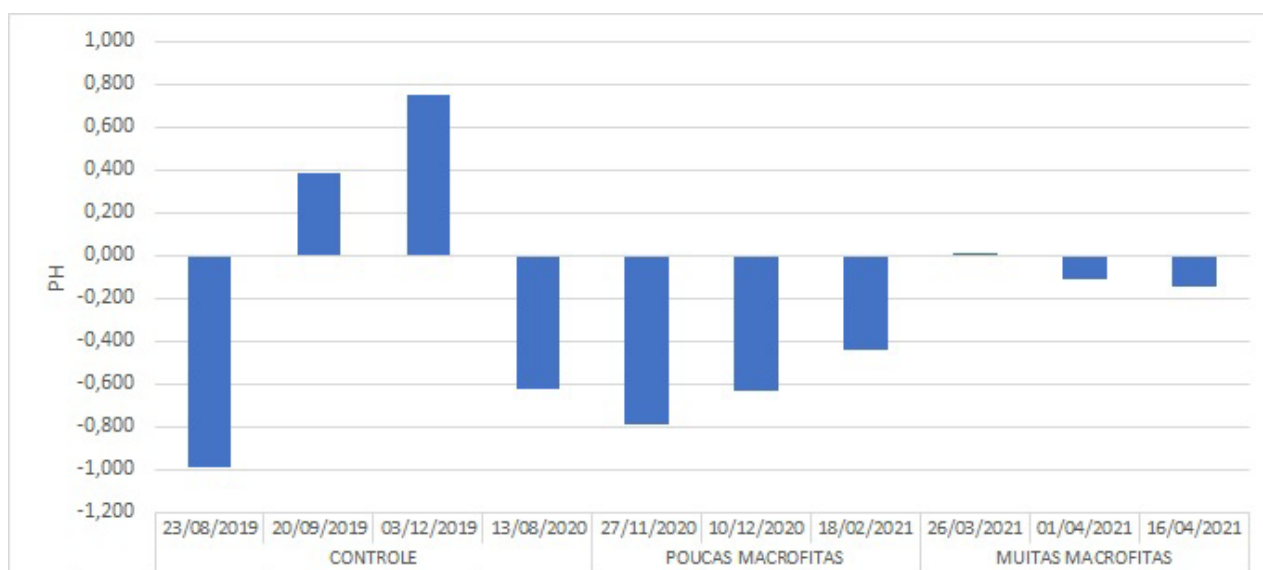
Potencial Hidrogeniônico (pH)

Nas lagoas de estabilização, a remoção de nutrientes, como o nitrogênio, é um processo altamente dependente das condições de oxigenação, pH e temperatura do meio, sendo um valor de pH superior a 7,5, o ideal para lagoas do tipo facultativa (Miwa et al. 2007; Von Sperling 2002).

Os valores de pH no controle variaram de 6,96 a 9,40 no P1, e de 7,38 a 8,65 no P2. Na fitorremediação com uma densidade menor de macrófitas, esses valores variaram de 6,31 a 7,00 no P1 e de 6,96 a 7,64 no P2, demonstrando ainda valores mais estáveis e perto do neutro que no controle. Com uma maior densidade de macrófitas, a variação foi de 7,55 a 7,62 no P1 e de 7,54 a 7,77 no P2. Estes são valores ainda mais adequados, mas como no P1 já foram mais perto do neutro, não tem relação com os sistemas de biorremediação, mas com a precipitação, que diluiu o esgoto tornando o efluente de melhor qualidade.

A capacidade de depuração do pH pôde ser obtida através da diferença entre os valores de entrada (P1) e saída (P2) (Figura 5). Verifica-se que houve uma redução dos valores de pH ao longo do tempo no controle, enquanto na presença de macrófitas um aumento nesses valores. Isso provavelmente se deve a um aumento na atividade fotossintética e absorção de CO₂ pelo fitoplâncton, tornando o ambiente aquático mais alcalino (Praveen e Loh 2015). No entanto, não se verificaram diferenças significativas entre os valores de depuração para o pH.

Figura 5 - Capacidade de depuração do pH, com e sem fitorremediação na ETE, durante o período da pesquisa.



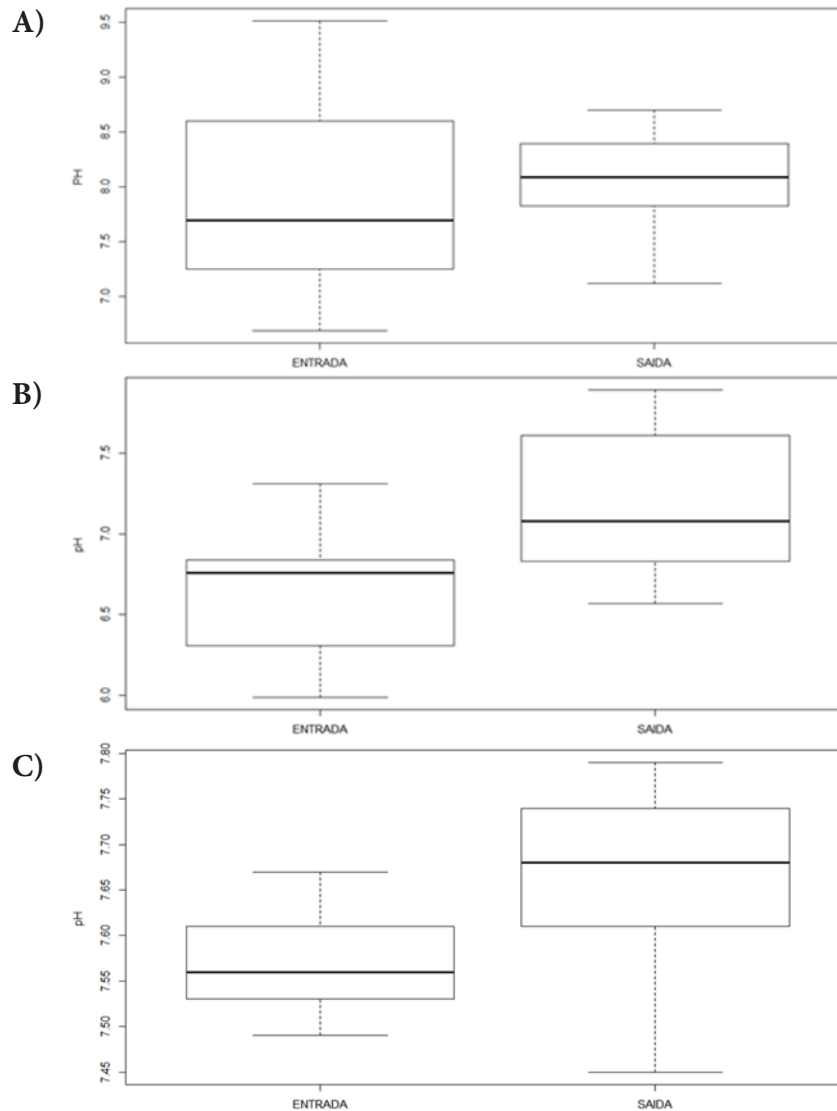
A avaliação da capacidade de depuração do pH, mostrou após a fitorremediação, que predominaram resultados negativos, demonstrando que houve um aumento do pH entre a entrada e a saída da lagoa.

A resolução do CONAMA nº 430/2011 traz que para atender aos padrões de lançamento de efluentes, o pH deve estar entre 5 e 9 ao ser lançado no corpo hídrico receptor, e isto foi atendido em todos os valores nesta pesquisa. Estes valores são extremos e incluem uma grande quantidade de valores de pH de ambientes poluídos.

O valor de p nas análises do controle foi de 0,6023. Nas análises de fitorremediação com poucas macrófitas o valor obtido foi de p=0,0017, e com muitas macrófitas foi de p=0,0430, apresentando,

portanto, diferenças significativas entre os valores de entrada e saída da lagoa facultativa da ETE-Mamanguape na presença de macrófitas (Figura 6). A análise estatística entre as capacidades de depuração não apresentou diferenças significativas em nenhum dos tratamentos.

Figura 6 – Valores de pH na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,6023), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,001755) e com muitas macrófitas (C) (p-value = 0,04307).



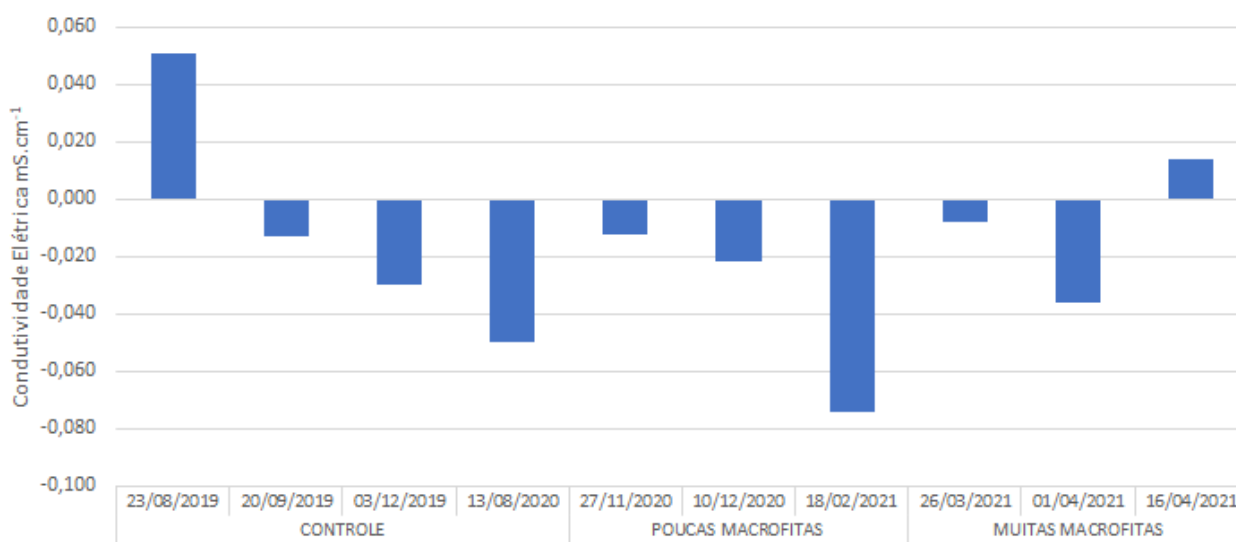
Em pesquisa desenvolvida em um córrego urbano, com características de efluente doméstico, localizado em João Pessoa-PB, Lima e Crispim (2021) observaram também diferença significativa ($p=0,02071$) nos dados de entrada e saída do córrego com a presença da *E. crassipes*, enquanto que para as amostras de controle, essa diferença não foi significativa ($p=0,4424$). Além disso, notaram que tanto antes quanto após a fitorremediação havia uma elevação de pH ao longo do córrego, mas que após a fitorremediação houve uma maior homogeneidade deste parâmetro. Nesta pesquisa também se verificou um aumento nos valores de pH, após o biotratamento com *E. crassipes*.

Condutividade elétrica

Nesta pesquisa, os valores de condutividade elétrica verificados no controle foram de 0,601 a 0,773 mS.cm^{-1} , na entrada, e de 0,550 a 0,803 mS.cm^{-1} , na saída, sendo que esses foram superiores aos valores observados da entrada em quase todas as coletas, evidenciando que a ETE-Mammanguape não foi eficiente na redução da condutividade elétrica, por meio do tratamento convencional. Após a fitorremediação com uma menor densidade de macrófitas, os valores de condutividade sofreram variação entre 0,869 e 1,006 mS.cm^{-1} , na entrada da lagoa, e entre 0,882 e 1,080 mS.cm^{-1} , na saída. Com uma quantidade superior de macrófitas na lagoa estes valores ficaram entre 0,868 e 0,892 mS.cm^{-1} no P1, e entre 0,857 e 0,904 mS.cm^{-1} no P2, valores menores que os registrados no P2 com poucas macrófitas e no controle. A Resolução CONAMA nº 430/2011, não faz menção aos padrões aceitáveis deste parâmetro nos lançamentos de efluentes.

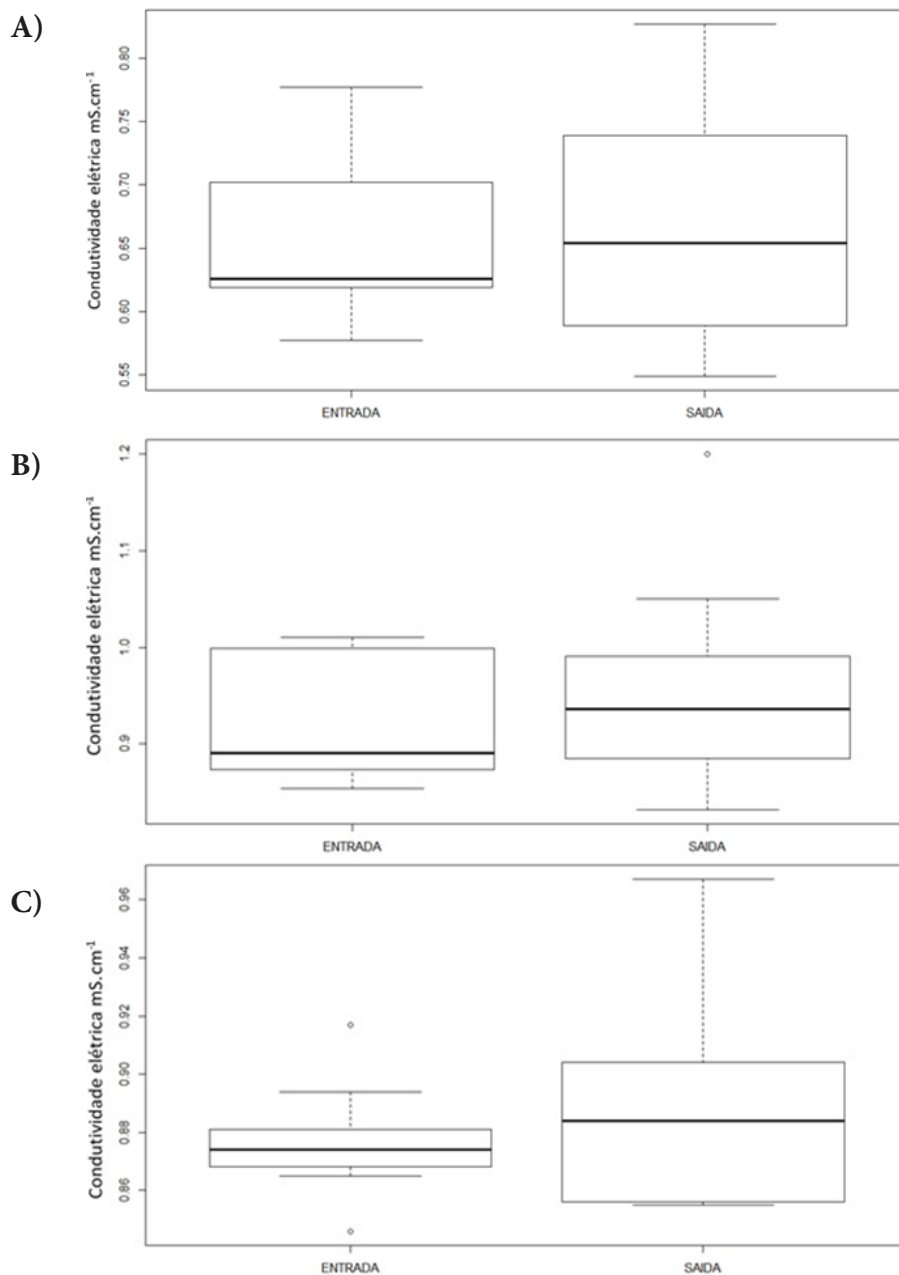
Através da depuração, verificou-se que nem o tratamento convencional e nem a fitorremediação foram capazes de depurar a condutividade (Figura 7), uma vez que foi identificada depuração com a redução de valores, o que é positivo, apenas em uma das amostras do controle (redução de 0,051 mS.cm^{-1}), e em uma das amostras da fitorremediação com “muitas macrófitas” (redução de 0,014 mS.cm^{-1}) revelando que durante o experimento prevaleceu o aumento dos sais minerais entre o P1 e o P2. Como a lagoa está muito eutrofizada, há uma grande quantidade de matéria orgânica, oriunda do plâncton, que tem curto período de vida, para decompor e libera sais minerais (Gomes 2002), contribuindo com o aumento da concentração dos sais que já são encaminhados para a lagoa facultativa pela lagoa anaeróbia, revelando que a lagoa leva à piora deste parâmetro em relação à lagoa anaeróbia.

Figura 7 - Capacidade de depuração da condutividade elétrica durante o período da pesquisa.



A análise estatística dos dados revelou que não houve diferenças significativas entre P1 e P2 em nenhum dos tipos de tratamento (Figura 8), portanto aumento de condutividade elétrica não foi significativo em nenhum dos tratamentos. Comparando os valores de depuração para este parâmetro entre os três tratamentos, também não se verificou diferenças significativas.

Figura 8 - Valores de condutividade na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,5392), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,1814) e com muitas macrófitas (C) (p-value = 0,4777).



Assim como nesta pesquisa, Crispim et al. (2009) verificaram um aumento da condutividade elétrica de 0,61 mS.cm⁻¹, no controle, para valores maiores que 1,30 mS.cm⁻¹ após a fitorremediação com *E. crassipes* em experimento realizado em mesocosmos realizado com água do Açude Padre Azevedo (Sapé-PB), ambiente lântico, como na presente pesquisa. Enquanto que Lima e Crispim (2021) conseguiram dobrar a capacidade de depuração da condutividade elétrica com relação ao período de controle, mas o seu sistema em estudo era lótico.

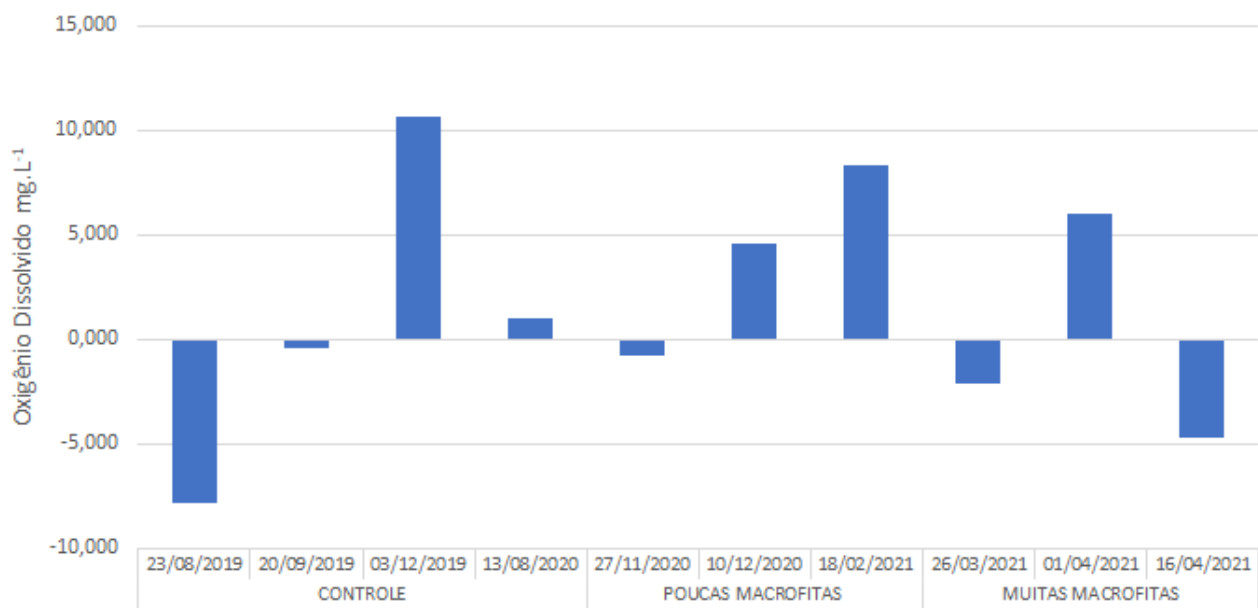
Oxigênio dissolvido

As concentrações de oxigênio dissolvido no P1, durante o período de controle, variaram entre 3,33 e 13,91 mg.L⁻¹, enquanto que no P2 a variação foi entre 3,23 e 11,14 mg.L⁻¹. Os picos de concentração

observados nesta pesquisa pode ter influência da elevada incidência luminosa nos dias de coleta, proporcionando condições ideais para a realização de atividades fotossintetizantes feitas pelo fitoplâncton (Gruchlik et al. 2018). As concentrações de OD após a fitorremediação, com baixa densidade de macrófitas, variaram entre 2,03 e 9,80 mg.L⁻¹ no P1, e entre 1,31 e 2,86 mg.L⁻¹ no P2. Enquanto que com uma alta densidade de macrófitas a concentração de OD variou de 1,55 a 8,87 mg.L⁻¹ na entrada, e de 2,85 a 6,29 mg.L⁻¹ na saída da lagoa.

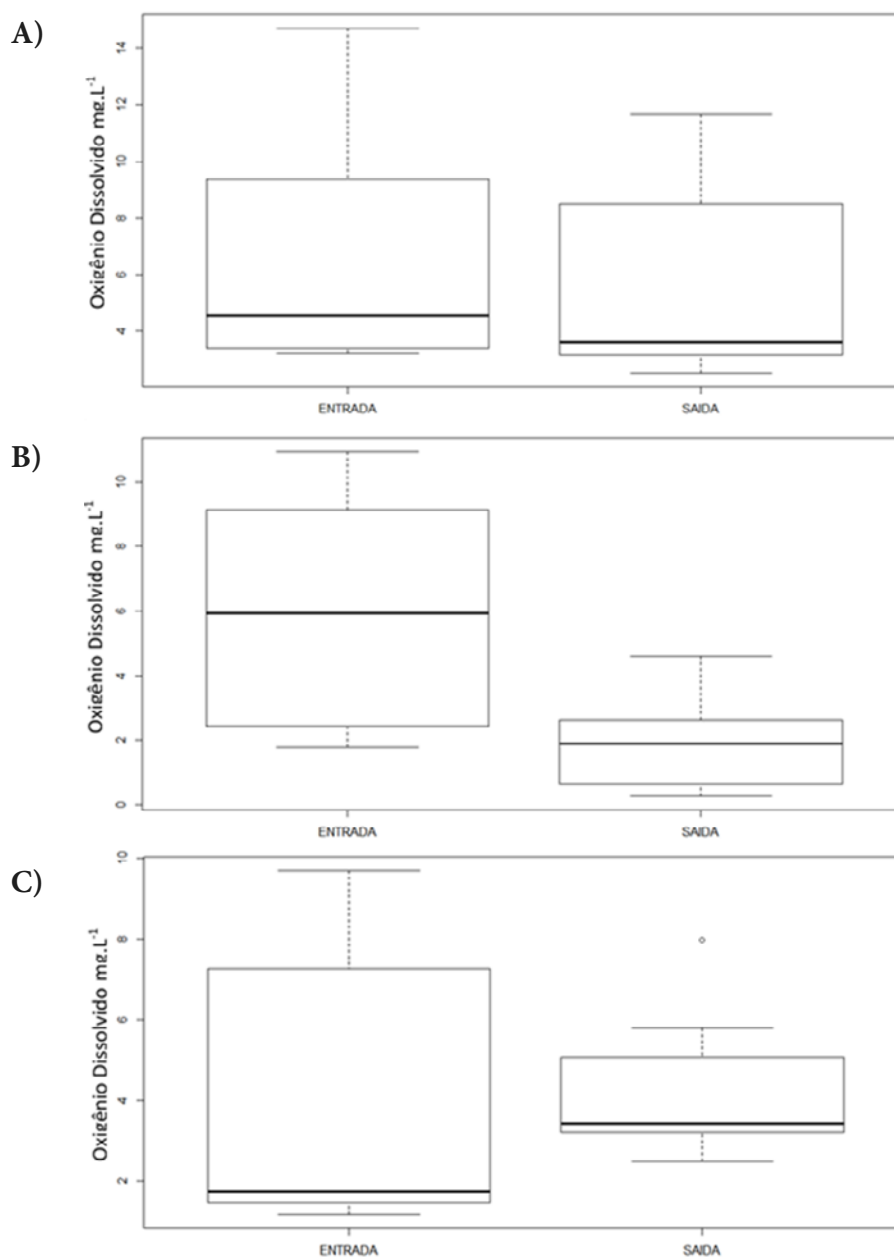
A capacidade de depuração do OD ao longo de todo o experimento alternou entre valores positivos e negativos (Figura 9), ora apresentando redução e ora apresentando incorporação de OD entre o início e o fim da lagoa facultativa. Porém no tratamento com muitas macrófitas a incorporação de OD foi predominante na primeira e na última análise. Provavelmente isso ocorreu pois em ambos os dias, houve deslocamento de pequenas massas de macrófitas para a saída da lagoa, por meio da força dos ventos, o que pode ter colaborado, junto com a ação do fitoplâncton, para um aumento na concentração de oxigênio dissolvido nesse local (Pompêo 2017). No entanto, comparando estatisticamente entre os três tratamentos, através do teste de Tukey não se verificaram diferenças significativas na depuração do OD.

Figura 9 - Capacidade de depuração do Oxigênio Dissolvido (OD) durante o período da pesquisa.



Os dados de estatística de OD do controle apresentaram um valor de $p=0,5633$ (Figura 10A). Nos dados da fitorremediação, com poucas e muitas macrófitas, o valor de $p=0,0209$ e $p=0,8738$, respectivamente (Figura 10B e 10C). As concentrações de OD do tratamento feito com pouca densidade de macrófitas foram significativamente diferentes entre a entrada e a saída da lagoa ($p \leq 0,05$), tendo um decréscimo, entre o P1 e o P2. Com uma quantidade maior de macrófitas não foram verificadas diferenças significativas na concentração de OD entre P1 e P2. Comparando estatisticamente nenhum dos três tratamentos apresentou significativa melhora nas concentrações de OD.

Figura 10 – Concentrações de Oxigênio Dissolvido na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,5633), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,0209) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,8738).



Mello (2018) e Sousa (2015) constataram, uma diminuição na concentração de OD após a fitorremediação com a *E. crassipes*, realizada em mesocosmos contendo efluente da lagoa facultativa da ETE-Mangabeira. As concentrações verificadas por Mello (2018) passaram de 17 para 6,26 mg.L⁻¹, e as concentrações observadas por Sousa (2015) diminuíram de 7,90 para 2,76 mg.L⁻¹. A presença das macrófitas libera mais matéria orgânica para decomposição podendo resultar no aumento de consumo por microrganismos decompositores.

A Resolução CONAMA nº430/2011 não apresenta valores limite para esta variável nos padrões de lançamento de efluentes.

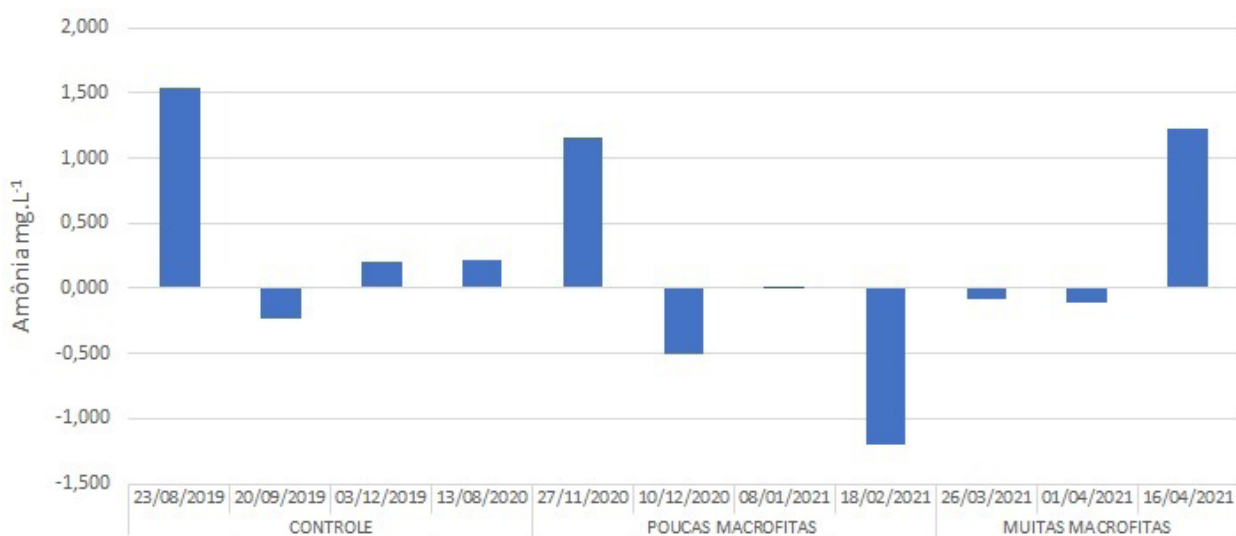
Amônia

Quando em um ambiente aquático as concentrações de amônia e nitrito são mais elevadas que as de nitrato, significa que houve poluição orgânica recente, já que esses constituintes tendem a se oxidar para nitrato (Pinto e Araújo 2007), além disso, revela também baixa oxigenação. Nesta pesquisa, os valores de amônia se mantiveram superiores aos de nitrito e nitrato, indicando poluição recente e corroborando com a baixa oxigenação.

As concentrações médias de amônia observadas na Lagoa Facultativa da ETE-Mamanguape, variaram entre 3,13 e 3,90 mg.L⁻¹ no P1, e entre 2,28 e 3,69 mg.L⁻¹ no P2. Após o biotratamento realizado com uma menor quantidade de macrófitas as concentrações de amônia identificadas na entrada da lagoa facultativa variaram entre 0,48 e 1,83 mg.L⁻¹, e na saída entre 0,66 e 2,43 mg.L⁻¹. O tratamento com muitas macrófitas apresentou concentrações de amônia variando entre 1,28 e 3,39 mg.L⁻¹ no P1, e entre 1,40 e 2,17 mg.L⁻¹ no P2.

A análise da capacidade de depuração revelou que a lagoa já depurava amônia com mais eficiência do que no biotratamento com as macrófitas (Figura 11). Nos períodos de biotratamento em geral verificou-se o aumento deste composto, entre P1 e P2, com exceção de novembro de 2020 e janeiro de 2021 com poucas macrófitas e em abril de 2021 com muitas macrófitas (valores de depuração positivos).

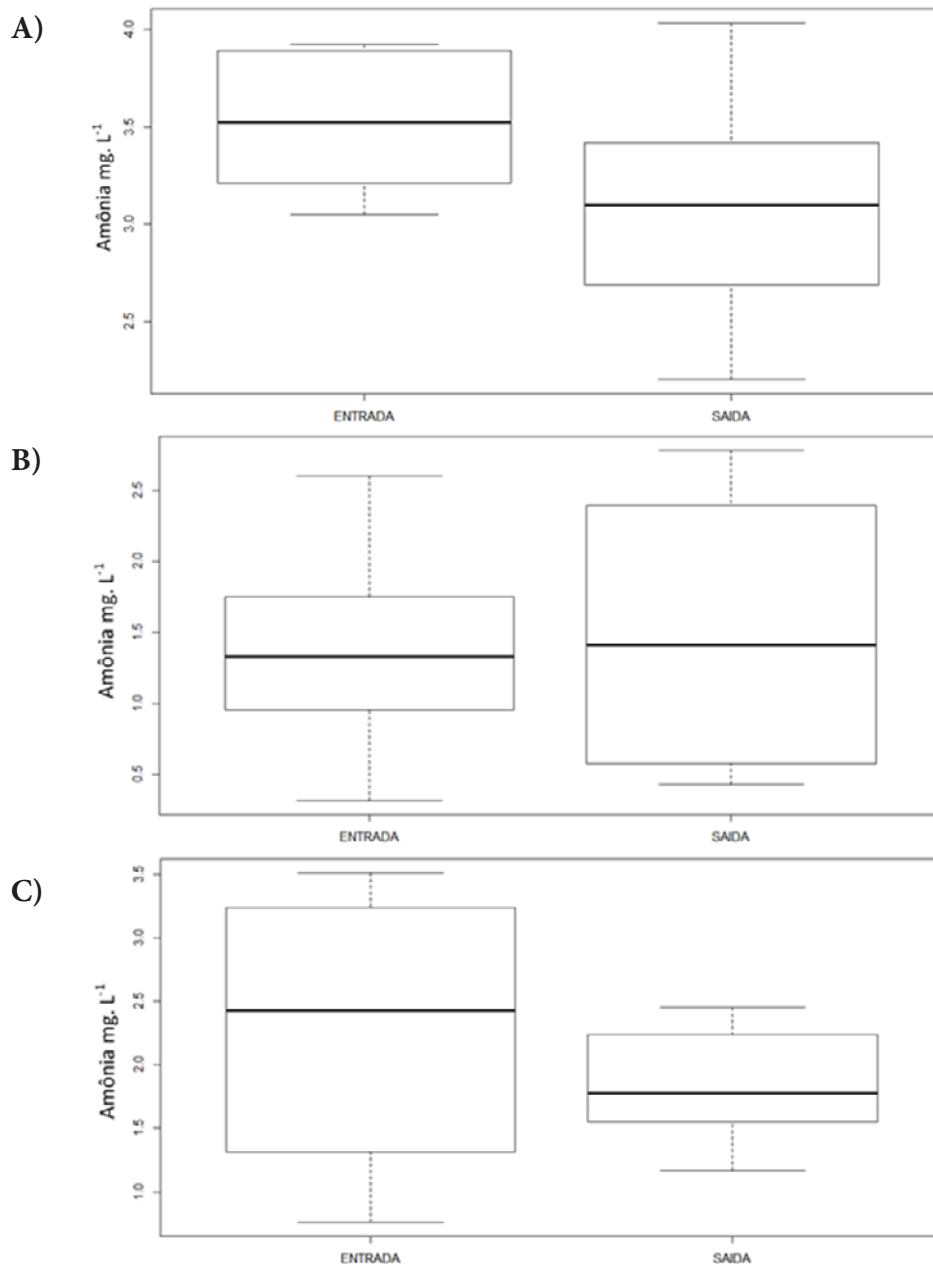
Figura 11 – Capacidade de depuração da amônia na lagoa facultativa da ETE, durante o período da pesquisa, com e sem biotratamento.



A presença das plantas favoreceu o aumento de matéria orgânica a ser decomposta e com isso a maior liberação de amônia para a água. Situação similar foi observada por Lima e Crispim (2021) em sua pesquisa no córrego que atravessa a comunidade Doce mãe de Deus, onde houve uma diminuição da capacidade de depuração da amônia, entre a entrada e a saída do córrego, após a fitorremediação com macrófitas.

Através do TESTE T pareado observou-se que não houve diferenças significativas entre as concentrações de entrada e de saída da lagoa em nenhum dos três períodos (Figura 12).

Figura 12 - Concentrações de amônia na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,0672), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,6029) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,326).



Em pesquisa desenvolvida em ambiente controlado com água da lagoa costeira Imboassica, Macaé-RJ, Petrucio e Esteves (2000) simulando diferentes concentrações de nutrientes, constataram que o aguapé (*E. crassipes*) foi capaz de reduzir a concentração de amônia em 98,1%, quando se apresentava em baixas concentrações. Crispim et al. (2009) também obtiveram remoção significativa ao comparar os dados de controle e da fitorremediação com a *E. crassipes*, em mesocosmos com caixas de água com 500L. No entanto isso não se verificou nesta pesquisa.

A resolução do CONAMA nº 430/2011, estabelece um nível máximo de nitrogênio amoniacal total em efluentes de 20 mg.L⁻¹, estando em relação a esse composto, o efluente da ETE - Mamanguape, abaixo dos valores máximos permitidos tanto no controle como após o biotratamento. Nitrogênio

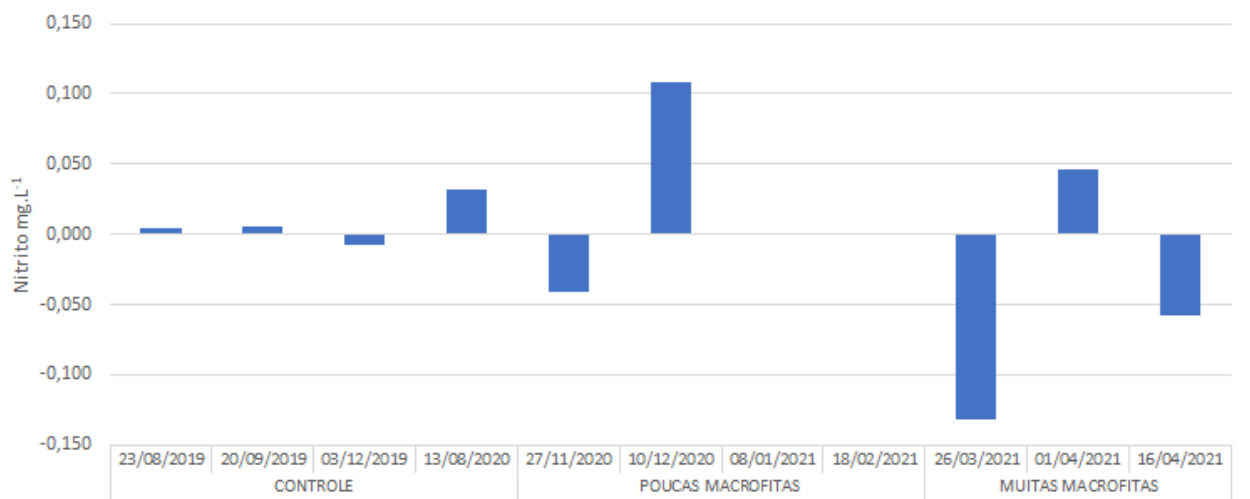
amoniaco e amônia são compostos semelhantes e sua ocorrência depende do pH, sendo nitrogênio amoniaco na presença de valores de pH mais baixos e amônia na presença de pH mais elevado.

Nitrito

As concentrações médias de nitrito observadas no controle, foram entre 0,027 e 0,071 mg.L⁻¹, no P1, e entre 0,026 e 0,045 mg.L⁻¹, no P2. Com o biotratamento contendo menor densidade de macrófitas as concentrações observadas na entrada da lagoa variaram entre 0 e 0,129 mg.L⁻¹, e na saída entre de 0 e 0,109 mg.L⁻¹. Já com uma maior quantidade de macrófitas as concentrações identificadas em P1 foram entre 0 e 0,046 mg.L⁻¹, e no P2 entre 0 e 0,132 mg.L⁻¹.

Antes da fitorremediação a lagoa facultativa da ETE-Mamanguape já tinha capacidade de depurar o nitrito entre a entrada e a saída (Figura 13). Após a fitorremediação com poucas macrófitas houve um momento em que a depuração aumentou (dezembro/2020) e em seguida a depuração não pode ser avaliada devido a ausência de nitrito tanto na entrada quanto na saída da lagoa. Essa ausência de nitrito pode ter sido resultado da presença de OD, principalmente na entrada da lagoa, o que possibilitou a nitrificação completa. Com uma maior densidade de macrófitas predominou uma queda na capacidade de depuração, levando a um aumento na quantidade de nitrito entre a entrada e a saída da lagoa. Comparando estatisticamente a capacidade de depuração do nitrito, entre os 3 tratamentos (controle e biotratamento), não foram verificadas diferenças significativas pelo teste de Tukey

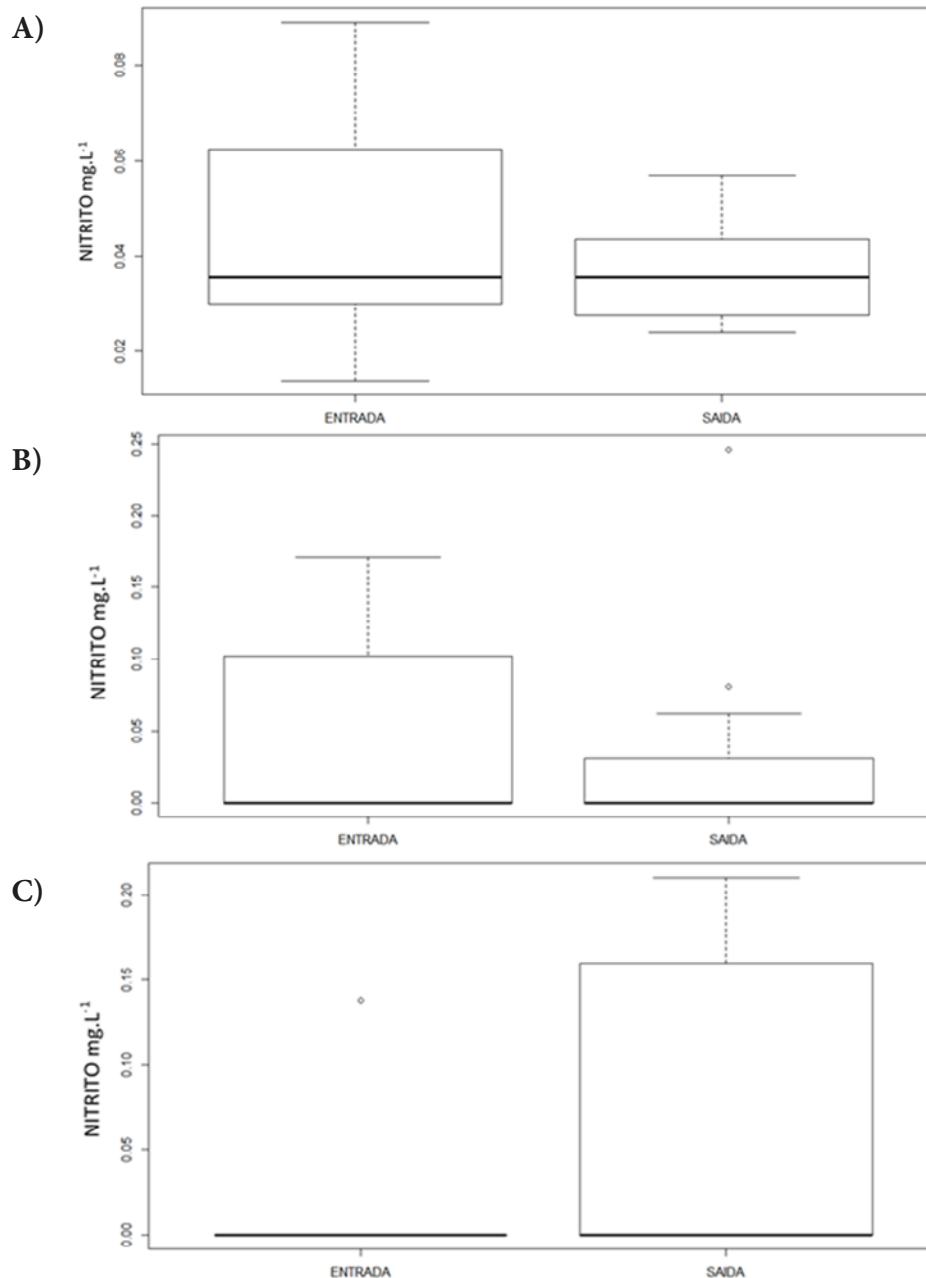
Figura 13 - Capacidade de depuração do nitrito durante o período da pesquisa.



As análises estatísticas mostraram não haver diferença significativa entre o P1 e P2 em todos os tratamentos (Figuras 14 A, B e C). Em pesquisa realizada por Lima e Crispim (2021) foram verificadas diferenças significativas entre as concentrações de nitrito presentes entre a entrada e a saída do córrego no período de controle ($p=0,037$), e diferenças não significativas após a instalação do sistema de biorremediação com macrófitas ($p=0,218$). Além disso as autoras observaram uma diminuição da capacidade do córrego em depurar o nitrito entre a entrada e a saída tendo sido antes da fitorremediação a depuração do nitrito de 0,006 mg.L⁻¹ e após a fitorremediação foi de 0,005 mg.L⁻¹, atribuindo este fato aos processos de oxirredução da amônia, que em maior presença de OD

e aumento do Potencial de Oxirredução realizou processos de nitrificação com maior intensidade no controle (Lima e Crispim 2021).

Figura 14 - Concentrações de nitrito na entrada e saída da lagoa facultativa, no controle (A) (p-value = 0,2477), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,4185) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,1775).



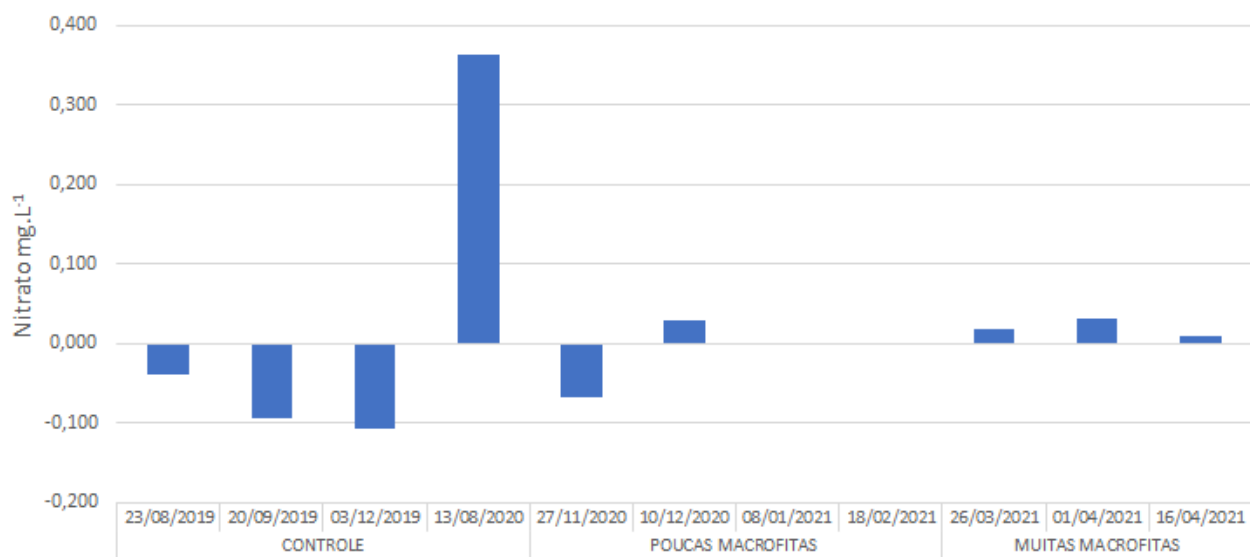
A resolução CONAMA nº 430/2011 não prevê concentrações máximas de nitrito nos padrões de lançamento.

Nitrato

As concentrações de nitrato identificadas no controle variaram entre 0,297 e 0,532 mg.L⁻¹, na entrada, e entre 0,345 e 0,442 mg.L⁻¹, na saída da lagoa, com predominância de valores um pouco maiores na saída da lagoa, provavelmente devido à ação das bactérias nitrificadoras aeróbias ao longo do ambiente. Com a fitorremediação com poucas macrófitas, os valores médios de nitrato variaram entre 0 e 0,05 mg.L⁻¹ no P1, e entre 0 e 0,067 mg.L⁻¹ no P2. Com uma maior densidade de macrófitas as concentrações de nitrato na lagoa ficaram entre 0,039 e 0,120 mg.L⁻¹ no P1, e entre 0,029 e 0,088 no P2. A resolução do CONAMA nº 430/2011 também não faz menção aos níveis máximos de nitrato nos padrões de lançamento de efluentes.

A capacidade de depuração do nitrato apresentou valores predominantemente negativos ao longo do período de controle, havendo aumento em suas concentrações entre a entrada e a saída (Figura 15). Durante a fitorremediação com poucas macrófitas em uma das coletas verificou-se que as concentrações reduziram entre a entrada e saída da lagoa facultativa. Em duas das coletas a depuração não pode ser avaliada, pois o nitrato permaneceu abaixo do nível de detecção, tanto no P1 como no P2. Provavelmente isso ocorreu, pois, a amônia foi convertida a nitrito e posteriormente a nitrato, mas o nitrato pode ter sido absorvido pelo fitoplâncton, pelas macrófitas e pelo biofilme formado nas raízes do aguapé (Bento 2005). O tratamento com muitas macrófitas foi o que apresentou redução de nitrato ao longo de todo o período. Comparando a capacidade de depuração entre os três tratamentos pelo teste de Kruskal-Wallis, também não se verificaram diferenças significativas.

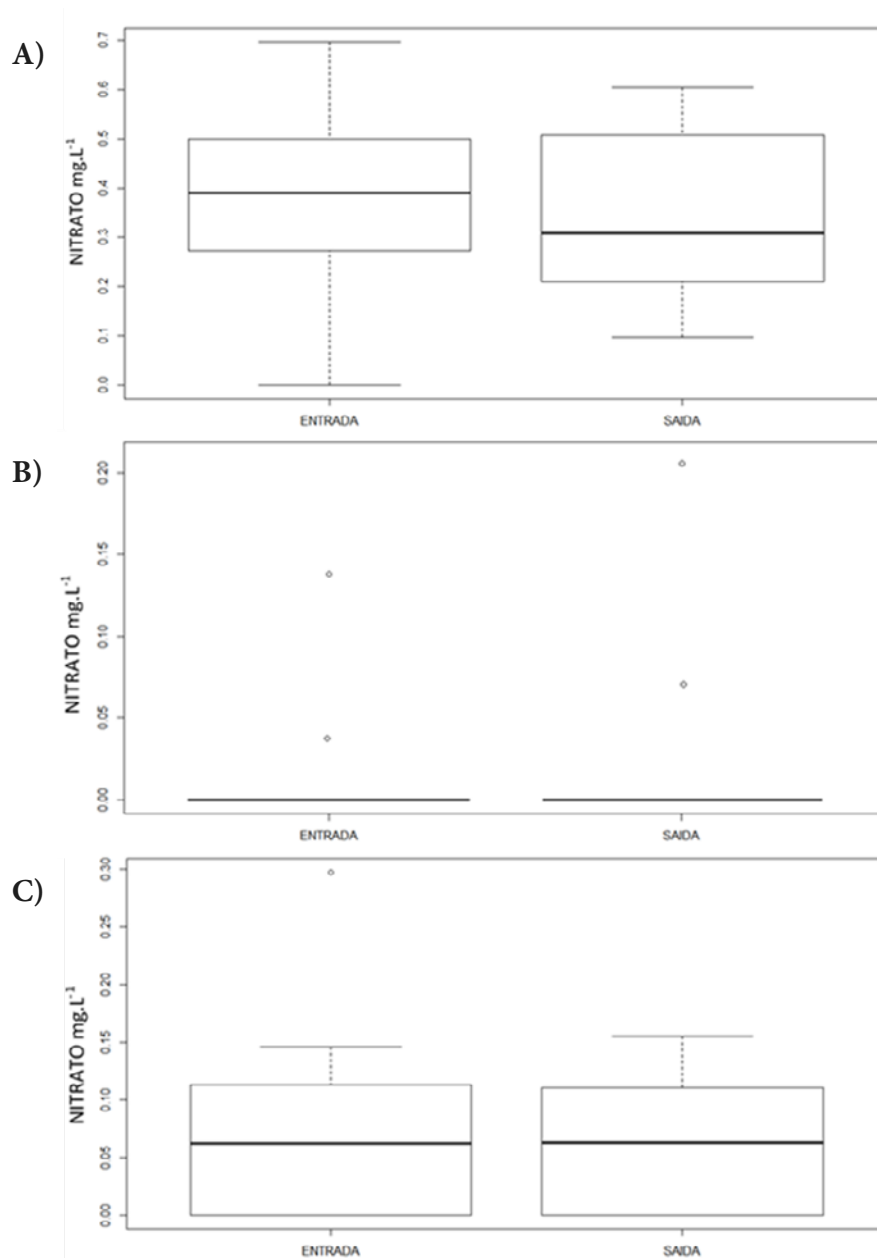
Figura 15 – Capacidade de depuração do nitrato durante o período da pesquisa.



Através dos testes estatísticos verificou-se não haver diferenças significativas entre o P1 e o P2, demonstrando que a lagoa facultativa não melhorou a qualidade de água para além da qualidade que entrou via lagoa anaeróbia (Figura 16). Em pesquisa realizada por Petrucio e Esteves (2000), a partir da simulação de ambientes controlados em laboratório contendo diferentes concentrações de nutrientes, foram comparadas as espécies *Salvinia auriculada* (Aubl.) e *E. crassipes* na remoção de nutrientes e

foi constatado que essa última foi mais eficiente na retirada do nitrato, apresentando uma taxa de remoção de 99%, quando este estava presente em baixas concentrações no seu experimento.

Figura 16 - Concentrações de nitrato na entrada e saída da lagoa facultativa da ETE, no controle (A) (p-value = 0,7087), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,6378) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,6523).



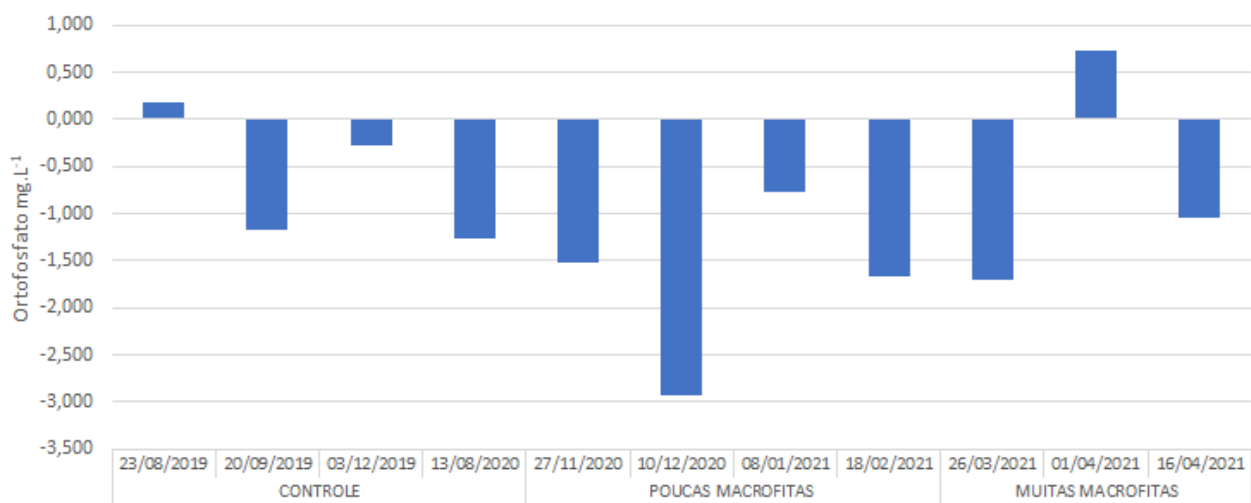
Ortofosfato

Os valores de ortofosfato encontrados no controle, variaram entre 1,89 e 4,04 mg.L⁻¹ no P1, e entre 3,15 e 5,21 mg.L⁻¹ no P2. Através da fitorremediação com menor densidade de macrófitas, as concentrações de ortofosfato variaram entre 3,54 e 5,38 mg.L⁻¹, na entrada da lagoa, e entre 5,29 e 7,04 mg.L⁻¹ na saída. Enquanto que na fitorremediação com maior densidade de macrófitas a concentração média de ortofosfato sofreu variação entre 5,13 e 6,07 mg.L⁻¹ no P1 e entre 5,16 e 7,77 mg.L⁻¹ no P2.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 é omissa em relação às concentrações de ortofosfato assim como em relação às concentrações de nitrato e nitrito, importantes substâncias para diagnóstico dos efluentes e essenciais na verificação do processo de eutrofização dos ambientes aquáticos.

O gráfico de capacidade de depuração (Figura 17), evidencia que nenhum dos tratamentos foi eficiente na redução de concentração de ortofosfato na ETE-Mamanguape. Houve em geral uma maior incorporação desse íon entre a entrada e a saída da lagoa, demonstrando a não eficácia da lagoa facultativa na melhoria da qualidade do esgoto tratado. Crispim e colaboradores (2009) também constataram um aumento nas concentrações de ortofosfato após o tratamento por fitorremediação com o aguapé. Em contrapartida Valipour et al. (2011), através de pesquisa realizada em caráter laboratorial com wetlands construídas de *E. crassipes* e esgoto doméstico conseguiram uma remoção de 41% do ortofosfato através da fitorremediação.

Figura 17 - Capacidade de depuração do ortofosfato durante o período da pesquisa.

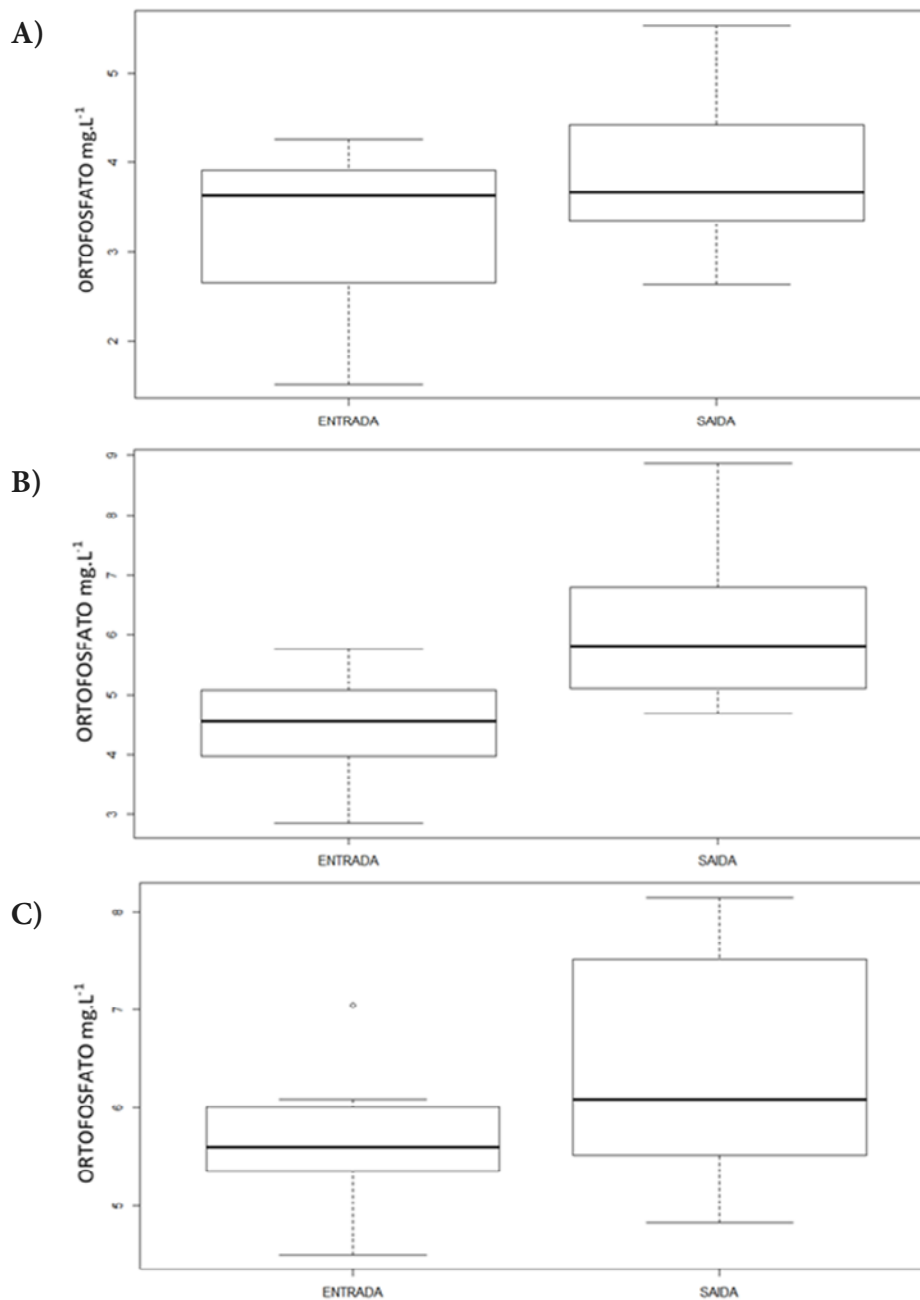


A análise estatística, comparando o controle e os dois tratamentos foi feita pelo teste de Tukey e demonstrou que não houve diferença significativa entre os tratamentos com relação à capacidade de depuração.

A análise estatística das concentrações de ortofosfato demonstrou que houve um aumento significativo (Figura 18 A) nas concentrações entre a entrada e a saída da lagoa ($p=0,0089$). Através da fitorremediação com poucas macrófitas também foi observado um aumento significativo ($p=0,0015$) nas concentrações de ortofosfato, ao longo do percurso da lagoa, enquanto que no biotratamento com uma maior densidade de macrófitas, essas diferenças foram não significativas ($p=0,1607$) (Figuras 18 B e 18 C), revelando que a qualidade do efluente após passar pela lagoa facultativa é pior que a que sai da lagoa anaeróbia.

Houve um padrão de elevação da concentração de ortofosfato, na saída da lagoa, no tratamento convencional e com a fitorremediação, sendo mais acentuada no biotratamento com poucas macrófitas. Lima e Crispim (2021) não obtiveram diferenças significativas nas concentrações de ortofosfato entre a entrada e a saída do córrego ($p=0,4375$), antes da fitorremediação. Porém após a fitorremediação com a *E. crassipes* diferenças significativas foram verificadas ($p=0,0013$), só que neste caso houve um aumento na taxa de depuração deste parâmetro e redução nas concentrações de ortofosfato ao longo do córrego após a inserção das macrófitas.

Figura 18 - Concentrações de ortofosfato na entrada e saída da lagoa facultativa da ETE, no controle (A) (p-value = 0,00815), com poucas macrófitas (B) (p-value = 0,001495) e com muitas macrófitas (C) (p-value=0,1607).



Conclusão

Com base nesta pesquisa pode-se constatar que a própria lagoa facultativa da ETE-Mamanguape não foi eficiente na melhoria da qualidade da água ao longo da lagoa, uma vez que não foram observadas diferenças significativas de depuração para nenhum dos parâmetros analisados e em alguns casos contribuiu até mesmo para o aumento nas concentrações de nutrientes.

Parâmetros como nitrato e ortofosfato apresentaram valores mais elevados no final, indicando que a lagoa aumenta o seu estado trófico ao longo do seu percurso de tratamento. Além disso, ficou evidenciado que a fitorremediação não obteve o efeito esperado no tratamento nem com pequena nem

com maior densidade de macrófitas, visto que também não foram observadas melhorias significativas na qualidade da água na ETE-Mangabeira, com exceção apenas do parâmetro de pH, considerando a quantidade de plantas testada.

Diante disto, pode-se concluir que a hipótese de pesquisa foi rejeitada e que o biotratamento por fitorremediação não se apresentou adequado, com a quantidade de plantas testada, no caso desta ETE para aumentar a capacidade de depuração da lagoa facultativa, objetivando melhorar a qualidade de água do seu efluente, devendo outras densidades ser testadas

Verificou-se também um crescimento exponencial destas plantas (*E. crassipes*) no final do experimento, o que requer um manejo adequado de forma a que estas não cresçam sem controle.

Agradecimentos

Agradecemos à CAPES por ter auxiliado a primeira autora com uma bolsa de mestrado (Código de Financiamento 001) e ao Projeto PRINT UFPB, subprojeto 88887312083/2018-00 por ter financiado a compra dos materiais para a instalação dos recintos para as macrófitas.

Participação dos autores: LDB – coleta, análises e redação; MCBCS – concepção e delineamento, coleta, análises e revisão.

Aprovação ética ou licenças de pesquisa: não se aplica.

Disponibilidade dos dados: Os dados fizeram parte da dissertação da primeira autora, que está disponível no repositório da Universidade Federal da Paraíba (<https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/23369>)

Fomento: LDB recebeu bolsa de mestrado da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e o projeto recebeu financiamento do Projeto PRINT UFPB (subprojeto 88887312083/2018-00)

Conflito de Interesses: As autoras declaram não haver conflito de interesses.

Referências

AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas da Paraíba. 2016. Classificação dos corpos hídricos da Bacia do Rio Mamanguape. Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/wp-content/uploads/2016/11/DZS_04.pdf. Acesso em: 11/08/2020.

ANA - Agência Nacional de águas. 2017. Relatório de Esgotamento Sanitário Municipal – Mamanguape. Disponível em: http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Para%C3%ADba/Relatorio_Geral/Mamanguape.pdf. Acesso em: 10/08/2020

ANA - Agência Nacional de Águas. 2019. Sistema Atual de Mamanguape. Disponível em: http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Atlas_Esgoto/Para%C3%ADba/Sistema_Atual/Mamanguape.pdf. Acesso em: 14/08/2020.

Bento AP. 2005. Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton – biofilme. Tese de Doutorado. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina. 107p.

Bhupathiraju VK, Krauter P, Holman HN, Conrad ME, Daley, PF, Templeton AS, Hunt JR, Hernandez M, Cohen LA. 2002. Assessment of in-situ bioremediation at a refinery waste-contaminated site and an aviation gasoline contaminated site. Biodegradation 13:79–90. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1020415626554>

Borges TN, Costa RM, Gontijo HM. 2019. Caracterização do efluente de uma indústria de laticínios: proposta de tratamento. Research, Society and Development 8(1):1-13. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v8i1.742>

- Braun AB; Adan WST; Vincentin, C. Thomé, A. 2019. Biorremediação como alternativa de tratamento de solos contaminados com metais tóxicos. *Revista CIATEC – UPF* 11(2):73-87. DOI: <https://doi.org/10.5335/ciatec.v11i2.8971>
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2011. Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União: Brasília.
- BRASIL - CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução N°. 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União: Brasília.
- Crispim MC, Vieira ACB, Coelho, SFM, Medeiros, AMA. 2009. Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming. *Acta limnologica brasiliensia* 21(4):387-391.
- Dias FS, Nascimento JPA, Meneses JM. 2016. Aplicação de macrófitas aquáticas para tratamento de efluente doméstico. *Revista Ambiental* 2(1):106-115. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2016/10/Aplica%C3%A7%C3%A3o-de-macr%C3%B3fitas-aqu%C3%A1ticas-para-tratamento-de-efluente-dom%C3%A9stico.pdf>. Acesso em: 20/03/2021.
- Eaton AD, Clesceri LS, Greenberg AE. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20 ed. Washington: American Public Health Association, 1274p.
- Gao Y.; Yi N, Wang Y, Ma T, Zhou Q, Zhang Z, Yan S. 2014. Effect of *Eichhornia crassipes* on production of N₂ by denitrification in eutrophic water. *Ecological Engineering* 68:14-24. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.01.002>
- Gomes JLCS. 2002. Estudo comparativo entre oito sistemas de lagoas de estabilização da região noroeste do Estado de São Paulo. 2002. Dissertação de Mestrado. São Carlos: Universidade de São Paulo. 152p
- Gruchlik Y, Linge K, Joll C. 2018. Removal of organic micropollutants in waste stabilisation ponds: A review. *Journal of Environmental Management* 206:202-214. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.020>
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Panorama do Município de Mamanguape. 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/mamanguape/panorama>. Acesso em: 11/07/2020.
- Ismail Z.; Othman SZ, Law KH, Sulaiman AH. 2015. Comparative performance of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Water Lettuce (*Pistia stratiotes*) in preventing nutrients build-up in municipal wastewater. *CLEAN–Soil, Air, Water* 43(4):521-531. DOI: <https://doi.org/10.1002/clen.201200254>
- Lima LRF, Crispim MC. 2021. Análise da eficiência da fitorremediação com *Eichhornia crassipes* na despoluição de um córrego urbano receptor de esgoto. In: Paula DP et al. *Sociedade, Ambiente e Tecnologia: Mar afora costa adentro*, Rio de Janeiro: FGEL-UERJ, Rio de Janeiro, Brasil, p. 201-2014.
- Mallmann V, Aragão WR, Fernandes SSL, Fernandes TCL, Aragão RFR, Silva RCL. 2019. As vantagens da biorremediação na qualidade ambiental. *Ensaio e Cienc.* 23(1):12-15. DOI: <http://dx.doi.org/10.17921/1415-6938.2019v23n1p12-15>
- Marques MBL., Américo-Pinheiro JHP. 2018. Wetlands: uma alternativa ecológica para tratamento de efluentes. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades* 6 (41):21-33. DOI: <https://doi.org/10.17271/2318847264120181875>
- Mello SC. 2018. Uso de macrófitas aquáticas fitorremediadoras como incremento ao tratamento de esgoto e o potencial de sua biomassa na produção de biogás. Dissertação de Mestrado. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba. 116p.
- Miwa ACP, Freire RHF, Calijuri MC. 2007. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo – Brasil). *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental* 12(2):169-180. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000200008>
- Pantano G. 2016. Recuperação de reservatórios eutrofizados por atividades antrópicas: estudos em microssomas. Tese de Doutorado. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 148p.
- Petrucio MM.; Esteves FA. 2000. Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. *Revista Brasileira de Biologia* 60(2):229-236. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000200006>

Philippi Jr A., Bruna GC. 2004. Política e gestão ambiental. In: Philippi Junior A et al. Curso de gestão ambiental, 2 ed. Barueri: Manole, p. 657- 711.

Pinto BCT, Araújo FFG. 2007. Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology 50(3):489-502. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1516-89132007000300015>

Placek A, Grobelak A, Kacprzak M. 2016. Improving the phytoremediation of heavy metals contaminated soil by use of sewage sludge. International Journal of Phytoremediation 18(6):605-618. DOI: <https://dx.doi.org/10.1080/15226514.2015.1086308>

Praveen P, Loh K. 2015. Photosynthetic aeration in biological wastewater treatment using immobilized microalgae-bacteria symbiosis. Applied Microbiology and Biotechnology 9(23):10345-10354. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6896-3>

Poças CD. 2015. Utilização da tecnologia de wetlands para o tratamento terciário: controle de nutrientes. Dissertação de Mestrado. São Paulo: Universidade de São Paulo. 93p.

Pompêo M. 2017. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 137p.

Sousa CE. 2015. Avaliação de Sistemas Biorremediadores em Efluentes da Lagoa Facultativa da Estação de Tratamentos de Esgotos em Mangabeira, João Pessoa/PB. Dissertação de Mestrado. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba. 75p.

Terra VC. 2016. Avaliação da eficiência da biorremediação na redução da carga orgânica de Estações de Tratamento de Esgoto: o caso da ETE Neblina em Araguaína/TO. Revista Eixo 5(2):98-105. DOI: <https://doi.org/10.19123/eixo.v5i2.332>

Tucci CEM. 2008. Águas urbanas. Revista Estudos avançados 22(63):97-112. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/eav/article/view/10295/11943>. Acesso em 20/02/2021

Valipour A, Raman VK, Ghole VS. 2011. Phytoremediation of domestic wastewater using Eichhornia crassipes. J. Environ. Science & Engg 53(2):183-190.

Victor KK, Seka Y, Norbert KK, Sanogo TA. 2016. Phytoremediation of wastewater toxicity using water hyacinth (Eichhornia crassipes) and water lettuce (Pistia stratiotes). International Journal of phytoremediation 18(10): 949-955. DOI: <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1183567>

Von Sperling M. 2002. Lagoas de estabilização. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA, 196 p.

Yan SH, Song W, Guo J. 2017. Advances in management and utilization of invasive water hyacinth (Eichhornia crassipes) in aquatic ecosystems—a review. Critical Reviews in Biotechnology 37(2):218-228. DOI: <https://doi.org/10.3109/07388551.2015.1132406>

Yamamoto GRC, Canali NE. 2012. Importância das Wetlands Para a Qualidade das Águas na Região Metropolitana de Curitiba- PR. Rev. Geografar 7(1):161-189. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/geografar.v7i1.25124>

Zhou Q, Han S, Yan S, Guo J. 2014. Impacts of Eichhornia crassipes (Mart.) Solms stress on the physiological characteristics, microcystin production and release of Microcystis aeruginosa. Biochemical Systematics and Ecology 55:148-155. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bse.2014.03.008>



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.