

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

ABNER SILVA NISHIMURA

UBERLÂNDIA – MG
2020

ABNER SILVA NISHIMURA

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DOS MACRONUTRIENTES
NITROGÊNIO E FÓSFORO DE EFLUENTE DE
ABATEDOURO POR FITORREMEDIAÇÃO**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao programa de graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Uberlândia para a obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientadora: Prof. Dra. Maria Lyda Bolanos Rojas

UBERLÂNDIA – MG
2020

ABNER SILVA NISHIMURA

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DOS MACRONUTRIENTES NITROGÊNIO E FÓSFORO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO POR FITOFREMEDIAÇÃO

Trabalho de Conclusão de Curso do aluno Abner Silva Nishimura, apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Uberlândia, como requisito para obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

Aprovada em 22 de dezembro de 2020.

COMISSÃO EXAMINADORA:

Dra. Maria Lyda Bolanos Rojas
Professora Orientadora - UFU

Dra. Alice Rosa da Silva
Professora - UFU

Dr. Carlos Eugénio Pereira
Professor - UFU

Agradecimentos

A minha mãe que trabalhou arduamente para sustentar os estudos do seu filho e filhas, dando a oportunidade de conseguirmos um futuro melhor. Agradeço por ter fornecido todo o apoio que precisei durante minha graduação, garantindo o conforto e dedicação exclusiva à faculdade durante o curso.

Agradeço também aos amigos que compartilharam essa jornada, me incentivando e direcionando a seguir em frente nos vários momentos em que pensei em desistir. O apoio que tive dos companheiros de jornada foi fundamental para atingir o término da graduação e elaboração deste documento.

Agradeço a Casa do Frango por ter cedido o efluente a ser utilizado nos experimentos desenvolvidos neste projeto e por serem solícitos no fornecimento de informações.

Agradeço também a minha orientadora que me apoiou no desenvolvimento deste estudo. Mais importante que o conhecimento compartilhado e as instruções de como desenvolver o trabalho foi a paciência e compreensão que teve comigo durante a orientação.

Agradeço também aos meus professores das mais diversas áreas do saber que me ensinaram muitas vezes coisas muito maiores que o conhecimento técnico, sendo inspiração e exemplos de profissionalismo e caráter a ser seguido.

Resumo

A expansão populacional e diversificação da atividade antrópica tem causado diversos impactos ambientais. Um efeito dessa expansão é a eutrofização artificial promovida pelo aporte de nutrientes advindos da indústria, cidades e lavouras. Este fenômeno causa a queda na qualidade da água, além de uma crise sanitária e perdas econômicas. Afim de reduzir os efeitos do lançamento contendo altas cargas de nutrientes, faz-se necessário o uso de novas tecnologias como alternativa à metodologia convencional. Neste contexto surge a biorremediação, técnicas de remediação de ambientes contaminados a partir do emprego de microrganismos, possibilitando um tratamento natural, barato e que minimize o passivo ambiental. Sendo assim, este trabalho avaliou o emprego de duas espécies nativas do Brasil, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* na remoção dos macronutrientes nitrogênio e fósforo do efluente de uma indústria de abate de aves. Foi avaliada a eficiência na remoção de nitrogênio total e fósforo total em tratamentos com ambas as espécies em parcelas experimentais com concentrações de efluentes de 75%, 50% e 25%, bem como tratamento sem macrófitas para as mesmas concentrações, compondo o branco do experimento para efeitos comparativos. Foram feitas amostragens semanais para análise temporal da concentração de nutrientes, sendo 4 amostragens realizadas durante os 28 dias de experimento. Após 28 dias de contato a eficiência média de remoção de nitrogênio total nos tratamentos foi de 73,99% para *P. stratiotes*, 66,97% para *E. crassipes* e 53,75% para o tratamento em branco. Em relação ao fósforo, as taxas de remoção foram 84,00% para *P. stratiotes*, 84,82% para *E. crassipes* e 49,52% para o tratamento em branco. Foi concluído que o emprego das macrófitas aquáticas em técnica de biorremediação teve grande eficiência na remoção dos nutrientes, sendo a *E. crassipes* mais recomendada para o tratamento de efluente de abatedouro por apresentar maior resiliência.

Palavras-chave: Efluente industrial, biorremediação, fitorremediação

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ponto de coleta de Macrófitas, PHC Malagone, Uberlândia 2019	23
Figura 2 - Poluição por resíduos sólidos nas margens da PCH Malagone.	24
Figura 3 - Local de coleta, margem esquerda PCH Malagone.....	24
Figura 4 - Estufa Campus Glória, vista interna	25
Figura 5 - Plantas acondicionadas em regime de aclimação	25
Figura 6 - Galões contendo água deionizada e efluente	27
Figura 7 – Parcelas experimentais na fase final do experimento.	29
Figura 8 – a) Flor da <i>E. crassipes</i> ; b) Mortalidade de plantas em parcela de <i>E. crassipes</i>	31
Figura 9 – Experimentos sem macrófitas apresentaram coloração esverdeada.	32
Figura 10 - Variação do pH do efluente a concentração de 75%. Legenda: vide quadro 1	34
Figura 11 - Variação do pH do efluente a concentração de 50%. Legenda: vide quadro 1	34
Figura 12 - Variação do pH do efluente a concentração de 25%. Legenda: vide quadro 1	35
Figura 13 - Variação na Turbidez a concentração de 75%. Legenda: vide quadro 1	36
Figura 14 - Variação na Turbidez a concentração de 50%. Legenda: vide quadro 1	37
Figura 15 - Variação na Turbidez a concentração de 25%. Legenda: vide quadro 1	37
Figura 16 - Variação na DQO a concentração de 75%. Legenda: vide quadro 1.....	38
Figura 17 - Variação na DQO a concentração de 50%. Legenda: vide quadro 1.....	38
Figura 18 - Variação na DQO a concentração de 25%. Legenda: vide quadro 1.....	39
Figura 19 - Variação da concentração de Nitrogênio a 75% de concentração. Legenda: vide quadro 1	41
Figura 20 - Variação da concentração de Nitrogênio a 50% de concentração. Legenda: vide quadro 1	41
Figura 21 - Variação da concentração de Nitrogênio a 25% de concentração. Legenda: vide quadro 1	42
Figura 22 - Variação na concentração de Fósforo total a concentração e 75%. Legenda: vide quadro 1	44
Figura 23 - Variação na concentração de Fósforo total a concentração de 50%. Legenda: vide quadro 1	44
Figura 24 - Variação na concentração de Fósforo total a concentração de 25%. Legenda: vide quadro 1	44

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Distribuição de parcelas experimentais.	28
Quadro 2 - Metodologia de análise do efluente tratado	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros determinados para o esgoto bruto de indústria de abate de aves em Uberlândia, 2019.	31
Tabela 2 - Parâmetros determinados para o esgoto bruto de indústria de abate de aves em tratamento de biorremediação com <i>P. stratiotes</i>	32
Tabela 3 - Parâmetros determinados para o esgoto bruto de indústria de abate de aves em tratamento de biorremediação com <i>E. crassipes</i>	33
Tabela 4 - Parâmetros determinados para o esgoto bruto de indústria de abate de aves sem tratamento.	33
Tabela 5 - Resultado do teste estatístico para variação da DQO.	39
Tabela 6 - Resultado do teste estatístico para variação do nitrogênio total.	40
Tabela 7 - Resultado do teste estatístico para variação de fósforo total.	43

LISTA DE ABREVIACÕES E NOMECLATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DMAE – Departamento Municipal de Água e Esgoto

DQO – Demanda química de oxigênio

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ETE – Estação de tratamento de efluentes

FECIV – Faculdade de Engenharia Civil

ICIAG – Instituto de Ciências Agrárias

OD – Oxigênio dissolvido

PCH – Pequena central hidroelétrica

PREMEND – Programa de Recebimento e Monitoramento de Efluentes

UFU – Universidade Federal de Uberlândia

VMP – Valor máximo permitido

SUMÁRIO

1. Introdução	10
1.1 Objetivo	12
1.2 Justificativa.....	12
2. Revisão bibliográfica.....	13
2.1 Águas residuárias.....	13
2.2 Águas residuárias industriais	13
2.3 Tratamento de efluentes.....	14
2.4 Eutrofização.....	15
2.5 Macrófitas aquáticas	17
2.5.1 <i>Pistia stratiotes</i>	18
2.5.2 <i>Eichhornia crassipes</i>	19
2.6 Biorremediação e Fitorremediação.....	20
3. Material e Métodos.....	23
3.1 Coleta e transporte de macrófitas	23
3.2 Coleta e transporte de efluente	26
3.3 Experimento	28
3.4 Análise do Efluente	29
3.5 Análise estatística	30
4. Resultados e Discussão.....	31
5. Conclusão	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional em conjunto com a expansão do uso e ocupação do solo tem impactado significativamente a qualidade dos mananciais hídricos superficiais através das atividades desenvolvidas pelo homem. Isso provoca diretamente a expansão do uso do solo para a construção de novas habitações, aumentando também a quantidade de efluentes gerados pela população. Outro impacto do aumento populacional é a maior demanda por produtos primários e bens de consumo, que implica na expansão da fronteira agrícola e aumento da matriz industrial que cresce afim de atender o mercado interno (ZANINI et al., 2012).

Na agricultura moderna, para obter maior produtividade nos campos, tem se duas opções, sendo estas a expansão territorial das lavouras ou o emprego de insumos agrícolas como fertilizantes, afim de otimizar a produção com a mesma área plantada. Nas regiões centrais do país, a expansão em busca de novas terras para o cultivo é limitada, visto que a maior porção das terras cultiváveis já são utilizadas para este fim ou pertencem a áreas protegidas para preservação ambiental ou ocupação humana. Desta forma, a alternativa mais utilizada é o emprego de insumos agrícolas, objetivando a maior fertilidade do solo e o controle de pragas. Observa-se que o uso desses produtos acarreta a queda na qualidade da água em regiões rurais, causada principalmente pela lixiviação de compostos utilizados nas lavouras que são carregados para os mananciais (BARRETO et al., 2013).

A expansão industrial, gera por sua vez um aumento na produção de efluentes industriais, que podem representar maior potencial poluidor que as águas residuárias domésticas. Diferente do esgoto doméstico, o esgoto industrial possui características diversas, dependentes do tipo de processos empregados durante a produção e do produto gerado. Desta forma, indústrias alimentícias, químicas, têxteis e de produtos de limpeza tem características distintas, possuindo diferentes concentrações e tipos de compostos químicos como nutrientes, compostos orgânicos, carga orgânica biodegradável (GIORDANO, 2005). Por este motivo, a legislação ambiental estabelece critérios a fim de limitar o potencial poluidor dos efluentes e seu tratamento e destino final. Por isso, plantas industriais podem apresentar Estações de Tratamento de Esgoto – ETE próprias, independente se o lançamento dos efluentes será diretamente em corpos receptores ou nas redes de coleta urbanas.

Com a quantidade limitada de recursos hídricos superficiais, o aporte cada vez maior de efluentes, mesmo que tratados, tende a causar a queda da qualidade dos corpos receptores que podem receber o efluente de diversas fontes ao longo de seu percurso. Além da poluição direta,

outro impacto notável é o processo de eutrofização dos rios e reservatórios como lagos, lagoas e represas (BARRETO et al., 2013).

A eutrofização é causada pela proliferação de algas e macrófitas, resultando em uma alta expansão da produção primária desses ambientes, que ocorre quando há um aumento das concentrações de nutrientes no meio. A atividade antrópica tem intensificado o aporte de nutrientes para os corpos hídricos, principalmente pelo lançamento de efluentes e percolação de fertilizantes agrícolas (SMITH e SCHINDLER 2009).

Tal processo pode provocar diversas complicações ambientais, com consequências negativas no meio biótico e também com impactos negativos à sociedade, podendo afetar a saúde pública e economia. A eutrofização dos corpos d'água vem ocorrendo com maior frequência, principalmente nos locais a jusante de pontos de atividade antrópica (DANTAS-SILVA e DANTAS, 2013).

Os processos de tratamento de efluentes convencionais, focam na remoção da carga orgânica dos efluentes, não havendo destaque para remoção de outros elementos como fósforo, nitrogênio e potássio. O processo de autodepuração dos rios é capaz de reduzir a carga orgânica do esgoto tratado, complementando de forma natural o tratamento do esgoto. Contudo, a autodepuração não é capaz de reduzir os nutrientes lançados no meio que acabam sendo incorporados na biomassa em um processo acumulativo, dando início ao processo de eutrofização (RIVERA, 2003).

Por isso, faz se necessário o desenvolvimento de novas tecnologias para o tratamento dos efluentes, com foco na remoção dos nutrientes minimizando os impactos de sua dispersão no ambiente. Nesse contexto, surge como alternativa sustentável o emprego de métodos de tratamento que utilizam processos ecológicos para promover a remoção de poluentes.

Uma possibilidade é o emprego de macrófitas aquáticas para a assimilação desses compostos, incorporados por estes organismos durante seu crescimento. O uso de macrófitas para biorremediação de tais ambientes toma vantagem do oportunismo de espécies em se propagarem em ambientes com disponibilidade de nutrientes associado a uma rápida taxa de crescimento para promover a remoção de poluentes por vias naturais (HENRY-SILVA et al., 2006).

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

O objetivo geral do presente trabalho é verificar se efluentes provenientes de abatedouros são passíveis de serem tratados por fitorremediação através do emprego de espécies de macrófitas aquáticas, avaliando a remoção dos macronutrientes fósforo e nitrogênio pelas espécies *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*.

1.1.2 Objetivo específico

Analisar qual das espécies tem maior eficiência na remoção dos nutrientes, sugerindo a planta mais ideal para o tratamento deste tipo de efluente.

1.2 Justificativa

Justifica-se pela necessidade de desenvolver métodos de tratamento ambientalmente amigáveis, não prejudicando o ecossistema e promovendo o estudo de serviços ambientais como alternativa aos onerosos métodos de tratamento convencionais. Em outra perspectiva, comprovar que a eficiência da biorremediação é uma forma de valorizar os serviços ambientais, indicando sua importância e promovendo os processos naturais e sustentáveis como alternativas de tratamento.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Águas residuárias

Águas residuárias, são as águas descartadas após uso humano. Após a utilização humana a água tem as suas características alteradas, como a água proveniente de sanitários, cozinha, lavanderia e também de áreas industriais onde são empregadas em alguma parte do ciclo produtivo. De forma geral as águas residuárias provenientes de áreas urbanas, compostas por fontes domésticas e industriais, apresentam grande carga de matéria orgânica, metais diversos, material sedimentável, compostos químicos e diversas substâncias não presentes naturalmente nos mananciais (ARAÚJO et al., 2016).

Sua composição é, portanto, prejudicial ao meio ambiente, dado que a alta carga de poluentes é nociva à qualidade dos corpos hídricos. Além do meio ambiente ser prejudicado pelo lançamento de águas residuárias não tratadas, a saúde, a economia e a sociedade também são impactadas pela poluição da água. Por isso, o Plano Nacional de Saneamento Básico, reforçado pela lei 14.026 de 15 de julho de 2020 (BRASIL, 2020) prevê em suas diretrizes que todo município deve possuir ETEs para o tratamento dessas águas residuárias antes do seu descarte em corpos receptores, garantindo a qualidade sanitária do meio ambiente e a saúde pública.

2.2 Águas residuárias industriais

As águas residuárias industriais são provenientes de empreendimentos voltados ao processamento ou fabricação de bens, associadas ao processo produtivo. No processo produtivo, podem ser utilizadas como insumo, lavagem de equipamentos e produtos, resfriamento de caldeiras, processos de pintura ou tingimento e outras atividades, possuindo diferentes características de acordo com os produtos e processos produtivos empregados. Dessa forma, o efluente de cada segmento industrial é composto por uma gama de parâmetros físico-químicos distintos, sendo necessário diferentes métodos de tratamento para assegurar a eficiência de remoção dos poluentes presentes (MENDONÇA, 2010).

A indústria de abatedouros de aves tem crescido bastante no país, com dados da Companhia Nacional de Abastecimento - CONAB indicando o salto na produção de aves, com cerca de 5 milhões de toneladas produzidas em 2000 para 13,4 milhões de toneladas em 2017. Tal crescimento foi maior que o visto no mercado da carne vermelha, composta pela produção de suínos e bovinos. A tendência é de continuar a expansão, segundo estudo da projeção da produção agropecuária brasileira divulgado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

(EMBRAPA, 2018) que aponta que a produção deve saltar para 17,9 milhões de toneladas em 2027.

Esse tipo de indústria possui efluente com alta carga orgânica, pois o efluente gerado é composto principalmente pela lavagem dos animais após o abate, lavagem de pátios de abate e contenção, parte do sangue dos animais que não é drenado, e diversas outras fontes de matéria orgânica (SCARASSATI et al., 2003). Dessa forma, o efluente gerado possui alta concentração de compostos orgânicos como lipídeos, proteínas e outros tecidos animais, apresentando também altas cargas de nutrientes presentes tanto nos resíduos fecais quanto no tecido dos animais, responsáveis pela alta biodegradabilidade, resultando em alta concentração de demanda bioquímica de oxigênio - DBO e de demanda química de oxigênio - DQO (ZADINELO et al., 2013).

2.3 Tratamento de efluentes

O tratamento de efluentes é o conjunto de técnicas que objetivam a redução do potencial poluidor de um efluente, podendo utilizar diferentes mecanismos para atingir este fim. Nesse contexto existem metodologias que utilizam o tratamento químico, biológico, físico ou mesmo o uso conjunto destes métodos para otimização do tratamento.

O tipo de tratamento biológico utiliza microrganismos para realizar a digestão dos compostos orgânicos, processo no qual ocorre a digestão da matéria orgânica resultando na liberação de gás carbônico ou metano, dependendo das condições aeróbias ou anaeróbias. Tratamentos químicos são aqueles que empregam substâncias químicas na redução do potencial poluidor do efluente. Este tratamento pode oferecer maior taxa de eficiência quando comparado ao método biológico, e também é mais versátil pois a grande disponibilidade de insumos químicos permite o tratamento de efluentes que são incapazes de serem tratados por meios biológicos. O tratamento físico remove poluentes com base na massa, dimensão dos particulados poluentes, podendo utilizar também procedimentos de tratamento térmico (CRESPILHO, 2004).

É importante salientar que o processo de tratamento de efluentes pode ter diferentes etapas, onde são utilizados os três processos de tratamento citados para conseguir maior taxa de remoção de poluentes e garantir a integridade do sistema.

Como há grande diversidade nas características de águas residuárias de fontes distintas, e com a variação de recursos e espaços para a construção de ETEs, a escolha do sistema adequado é fundamental para assegurar a eficiência na remoção de poluentes (GIORDANO, 2005). Após

tratado o efluente muitas vezes é descartado por infiltração no solo, destinação alternativa ou lançados em corpos receptores. No Brasil o efluente tratado deve estar de acordo com o disposto na Resolução CONAMA 430/2011, que define critérios a respeito da eficiência de remoção de poluentes e valores máximos permitidos – VMP admitidos para o lançamento em corpos receptores. Em áreas urbanas, há também a NBR 9800 de 1987 que define os critérios de lançamento de efluentes líquidos industriais na rede de coleta pública (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1987).

O método de tratamento de águas residuárias de abatedouros mais comum é o biológico, pois se trata de efluente com alta carga de nutrientes e carga orgânica biodegradável, sendo este um ambiente que sustenta a propagação de microrganismos decompositores. Sendo assim, são empregados sistemas como lagoas de estabilização, biofiltros ou outros sistemas que podem utilizar tanto a decomposição por organismos aeróbicos ou anaeróbicos (SCARASSATI et al., 2003).

Apesar destes sistemas apresentarem boa eficiência na remoção da carga orgânica, boa parte dos nutrientes presentes no efluente não são removidos, seguindo com o efluente para o corpo receptor. Diferente da carga orgânica que se depura ao longo do rio, sendo convertida em gás carbônico e biomassa, os nutrientes continuam no ambiente de forma cumulativa, pois suas propriedades não garantem sua volatilização e sim sua incorporação na biomassa local e transporte no curso do corpo receptor (RIVERA, 2003).

2.4 Eutrofização

O aumento de nutrientes em corpos hídricos tende a gerar o processo de eutrofização, principalmente em ambientes lênticos como represas e lagoas. Eutrofização vem do grego *eutrophos* que significa “bem nutrido”, alusão a grande quantidade de nutrientes disponíveis para a assimilação por organismos. Como a presença de nutrientes é um dos fatores limitantes para a propagação de produtores primários, o aumento na concentração de nutrientes resulta em um imenso crescimento da população de microalgas, cianobactérias e macrófitas (DANTAS e DANTAS, 2013).

Essa explosão repentina da comunidade destes organismos gera uma densa camada subsuperficial composta por microalgas que atua como um filme que reduz a quantidade de luz no interior do reservatório. Como resultado, as taxas de fotossíntese também reduzem, diminuindo o oxigênio dissolvido – OD na água e prejudicando a biota aeróbica do meio,

principalmente os organismos de maior porte que necessitam de maiores quantidades de OD para respiração (SMITH e SCHINDLER, 2009)

Seguindo o aumento da população de algas, ocorre também o aumento na comunidade de bactérias e microrganismos autotróficos aeróbicos, aproveitando a grande disponibilidade de alimento. Este crescimento gera aumento no consumo do oxigênio disponível, reduzindo ainda mais a sua disponibilidade. A queda do OD resulta na mortalidade de organismos aeróbicos que não conseguem resistir ao ambiente asfíxiante, ou ainda pela presença de substâncias tóxicas liberadas por cianobactérias em excesso.

O ambiente lântico apresenta maior tendência ao efeito da eutrofização, pois a falta de turbulências, baixo revolvimento das massas de água e grande área superficial do espelho d'água são condições ideais para propagação de organismos fotossintetizantes (LAMPARELLI, 2004). Por isso, nas represas ocorre um efeito cumulativo, potencialmente tornando-se depósitos de nutrientes percussores da eutrofização (COELHO, 2017).

O processo de eutrofização pode ocorrer de maneira natural, mas a atividade antrópica é um importante potencializador deste fenômeno. O uso incorreto de fertilizantes e o lançamento de efluentes em corpos receptores são os principais meios de entrada por fontes artificiais de nutrientes em corpos hídricos (NETO e FERREIRA, 2007).

Diversos são os prejuízos causados pela eutrofização à natureza, e também à população e à saúde humana. A alta mortalidade de espécies pode ocorrer em níveis extremos da eutrofização, gerando não só o passivo ambiental, mas implicando também em perdas econômicas, sobretudo a população ribeirinha que tem a pesca como fonte de renda, sendo este também um impacto social. O grande número de peixes mortos que tendem a flutuar gera uma crise sanitária, potencializando a proliferação de doenças e problemas associados ao mau cheiro e impacto visual. Outro fenômeno que pode prejudicar a saúde humana é a explosão populacional de espécies de cianobactérias que liberam toxinas mortais para os seres humanos. Exemplos notáveis que causaram repercussão nacional foi o que ocorreu em Itaparica (BA) em 1988 quando 88 pessoas morreram após o consumo de água contaminada por toxinas de cianobactérias, e também o episódio onde houve a morte de 54 pacientes que fizeram tratamento de hemodiálise com água contaminada em Caruaru (PE) em 1996 (AZEVEDO, 1998).

As perdas econômicas vão além da pesca de subsistência, podendo prejudicar também o setor de aquicultura e de turismo e entretenimento aquático. A proliferação de macrófitas em represas

de hidroelétricas também prejudica na geração de energia pois sua massa corpórea pode obstruir as vias que direcionam a água para as turbinas, resultando perda do potencial de geração de energia. Em ambientes com alta propagação de macrófitas, a navegação também pode ser prejudicada. Além da geração de energia, muitas represas servem como mananciais para a captação de água para o consumo humano. Em represas eutrofizadas, a captação e tratamento da água para o consumo também é prejudicada, aumentando assim os custos na manutenção dos sistemas, encarecendo o preço final da água.

Por apresentar alto potencial de impacto ambiental, comprometendo a função ecológica e uso antrópico dos recursos hídricos, a eutrofização é considerada um dos principais problemas da atualidade associados aos recursos hídricos (BARRETO, 2013).

2.5 Macrófitas aquáticas

Segundo Irgang e Gastal Jr (1996) são consideradas macrófitas aquáticas as espécies vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossintetizantes ativas estão flutuantes ou parcialmente submersas em ambiente aquático de forma permanente ou por muitos meses. As teorias evolucionistas indicam que as primeiras formas de vida surgiram nos oceanos primitivos, sendo a colonização do ambiente terrestre iniciada por espécies vegetais que se adaptaram ao meio seco dos litorais após processos evolutivos. As macrófitas aquáticas seguem no sentido contrário. Acredita-se que as macrófitas surgiram quando espécies vegetais terrestres retornaram a ocupar o ambiente aquático. Tal teoria se sustenta na presença de órgãos presentes em macrófitas terrestres, cuja origem não poderia ter surgido em espécies aquáticas (POMPÊO e MOSCHINI-CARLOS, 2003).

As macrófitas estão presentes em uma ampla diversidade de ambientes aquáticos, existindo espécies dos grupos das angiospermas e gimnospermas, fixas ao substrato ou com raízes livres submersas ou flutuantes. Possuem grande necessidade de nutrientes, principalmente as de forma livre por não terem raiz fixada a um substrato que os forneça, devendo absorver diretamente da água. Dessa forma, a ocupação extensiva de macrófitas pode ocorrer quando o meio propicia nutrientes suficientes para sua propagação (SMITH e SCHINDLER, 2009).

Desempenham um papel fundamental no ecossistema aquático, sendo produtoras primárias, fornecem alimento para a fauna e permite a incorporação de nutrientes livres à cadeia alimentar. Além disso fornecem ambiente para o habitat de animais tanto em sua parte aérea quanto submersa. Entre as espécies de macrófitas mais endêmicas no Brasil, podemos destacar as

espécies *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* conhecidas popularmente como alface d'água e aguapé. Tais espécies são comuns em reservatórios localizados em climas tropicais, e sua presença em grande quantidade indica grande concentração de nutrientes (MOURA et al., 2009).

2.5.1 *Pistia stratiotes*

Também conhecida como Erva de Santa Luzia, Flor d'água, repolho d'água e alface d'água, é diferenciada pelo formato de suas folhas com rugosidade e dispostas em fileiras circulares a partir do centro da planta, é uma espécie da família *Araceae*, a qual compreende 104 gêneros e 3500 espécies conhecidas. A espécie é robusta e coloniza ambientes com diferentes características, sendo encontrada em todo o continente americano onde há clima quente e abundância de luz, considerada por Pott e Pott (2000) como uma espécie cosmopolita tropical e subtropical.

Adaptadas ao clima tropical, apresentam-se em pequeno porte, podendo atingir a altura de até 15 cm e apresentam ciclo de vida perene. Apresentam folhas com extremidade superior retangular com tonalidade verde claro com textura aveludada e flores unissexuais de coloração amarelada em formato espádice. Apresentam frutos carnudos de formato oval e raízes livres finas e longas. Sua reprodução ocorre tanto pela germinação das sementes quanto pela formação de mudas a partir das raízes da planta principal (OLIVEIRA, 2010).

Além de seu papel ecológico, as plantas possuem também ampla utilidade para o homem. São empregadas no paisagismo de aquários e lagoas artificiais, em fins medicinais no estudo do tratamento de enfermidades como a diabete insípida, disenteria, doenças do sistema renal e urinário e diversas outras doenças cuja eficácia no tratamento se sustenta nas bases científicas e populares (ROSA et al., 2019). Também é utilizada em rituais religiosos de origem afro, sendo empregadas no preparo da “água sagrada”. Pode ser utilizada também como forragem para a alimentação de suínos (POTT e POTT, 2002).

Por serem plantas resistentes e de propagação rápida, sendo assim uma espécie oportunista, é considerada erva daninha aquática, se comportando como praga e prejudicando atividades aquáticas. Diversas pesquisas têm sido realizadas em todo o mundo sobre o emprego no tratamento de efluentes e biorremediação, como o estudo realizado por Odjegba e Fasidi (2004) onde foi analisado o potencial de acumulação de traços de metais pesados, o estudo do emprego da *P. stratiotes* no tratamento de esgoto urbano feito por Zimmels e Kirzhner (2006) e o estudo na remoção de nutrientes realizado na Flórida (EUA) por Lu et al. (2010). Nestes estudos foi

empregada a *P. stratiotes* em lagoas de detenção com água contaminada com altos teores de nutrientes, sendo comprovado que o contato do efluente com a espécie causa melhoria na qualidade da água.

2.5.2 *Eichhornia crassipes*

Assim como a alface d'água, o aguapé também é uma macrófita livre flutuante de clima tropical, nativa do continente americano. Também conhecida como Jacinto de água (dada a semelhança com a flor de Jacinto) apresenta características bem distintas, permitindo o fácil reconhecimento da espécie que apresenta bulbos na base das folhas com aspecto inchado e suculento, utilizados para auxiliar na flutuação. As folhas partem dos bulbos por um espesso filamento verde, apresentando formato arredondado com as bordas levemente dobradas e coloração verde intensa, com aspecto lustrado e superfície lisa. Sua flor varia do lilás nas extremidades das pétalas ao roxo claro no interior, com a pétala mais alta apresentando uma mancha amarela distinta no seu meio. Sua reprodução pode ser feita pela germinação das sementes e também pelo brotamento que surge a partir das raízes, gerando indivíduos semelhantes à planta principal (GRANATO, 1995).

Por ser altamente resistente a poluentes e possuir alta taxa de reprodução, a planta tende a colonizar ambientes contaminados com matéria orgânica e sua robustez permite conquistar diversos ambientes. De fato, a espécie nativa da América do Sul é uma das principais espécies invasoras na Europa, e também na América do Norte, onde é encontrada em abundância na Florida. Por ter uma boa aparência foi exportada para outros países como planta ornamental, mas a falta de cuidado de criadores e utilizadores ocasionou sua liberação na natureza em diversos locais, permitindo a invasão da espécie (TÉLLEZ et al., 2008; GUEVARA e RAMÍREZ, 2015).

Não somente onde é invasora, o aguapé também é considerado praga no Brasil, visto que sua rápida reprodução gera problemas com o entupimento de canais, turbinas geradoras de energia e dificulta a navegação de embarcações. Além disso, as plantas se espalham em colônias em aspecto de “ilha”, visto que os indivíduos tendem a ficar agrupados devido ao entrelaçamento das raízes se destacando da superfície da água ao redor. Quando isso ocorre de maneira desenfreada, a copa de suas folhas acaba formando uma zona de sombreamento sobre a camada superficial da água, prejudicando a fotossíntese, causando queda no oxigênio disponível para espécies aeróbias (GUEVARA e RAMÍREZ, 2015).

Apesar de se comportar como praga quando se propaga em locais indesejados, a planta é conhecida por absorver com facilidade metais pesados presentes na água atuando de forma positiva na imobilização de poluentes metálicos em rios. De fato, a planta tem demonstrado ser uma ótima opção para realizar o tratamento de efluentes, como aponta Mendes et al. (2009).

Nesse sentido, foi realizado um estudo na Inglaterra utilizando a planta para remoção de metais pesados do rio Nant-Y-Fendrod que foi contaminado por ações minerárias ligada a extração de cobre entre os séculos 18 e 20. O estudo teve 3 fases distintas, sendo a primeira realizada com o contato da planta com água tratada em laboratório, contaminada com zinco em concentração de 4,5, mg/L e após 3 semanas a concentração do material livre caiu 90%. A segunda etapa consistiu no contato da espécie com água retirada diretamente do rio que continha a concentração de 2 mg Zn/L, sendo que desta vez após 3 semanas praticamente todo o metal já havia sido imobilizado pelas plantas. Na etapa final, o experimento foi realizado diretamente no rio, novamente com resultados excelentes quanto a retirada de metais da água, que se inicia imediatamente após o contato com a água (JONES; JENKINS e PARVEZ., 2018).

2.6 Biorremediação e Fitorremediação

Um olhar histórico sobre o desenvolvimento da humanidade nos mostra que a expansão das atividades humanas caminhou junto à degradação ambiental. Além da expansão da ocupação do território, temos o desenvolvimento de atividades que produzem e utilizam compostos nocivos. A recente problemática ambiental que vem ganhando foco nos últimos anos tem voltado sua atenção para a restauração do passivo ambiental, com foco em um crescimento econômico sustentável a longo prazo. Dessa forma, surgiram meios de remediação dos danos causados em diferentes ambientes e de diferentes formas, empregando processos físico-químicos (COUTINHO et al., 2015).

Muitas formas de remediação utilizam onerosos procedimentos, tal seja pela utilização de insumos, mão de obra, maquinários, logística e outros fatores. A exemplo podemos tomar os processos de vitrificação/solidificação que utilizam fontes de energia como arcos de plasma para imobilizar substâncias perigosas como metais pesados ou minerais radioativos no ambiente pelo processo de fusão térmica com os componentes do solo, formando um conglomerado sólido e imobilizando os contaminantes. Podemos citar também o tratamento de locais contaminados com poluentes orgânicos onde o solo contaminado é retirado por maquinário, transportado para outro local onde é submetido a digestão por agentes químicos oxidantes (MANZINI, 2011).

Entretanto, o crescente conhecimento científico tem permitido a descoberta de interações de organismos com o meio a sua volta, indicando relações com efeitos benéficos potenciais para utilização humana. A exemplo temos a descoberta de medicamentos, insumos industriais e desenvolvimento de inseticidas menos nocivos a partir de espécies vegetais. A compreensão das relações dos organismos em um ecossistema e sua função ecológica também abriu as portas para o emprego da biodiversidade a favor do homem na recuperação de áreas degradadas (COLLA, 2008).

Surge assim a biorremediação, que pode ser definida como conjunto de processos onde organismos vivos são empregados tecnologicamente para remover ou reduzir a atividade de poluentes no ambiente. Este procedimento toma vantagem da ampla biodiversidade existente, permitindo o tratamento de uma série de poluentes distintos, variando desde inorgânicos como metais a compostos orgânicos como hidrocarbonetos. Na biorremediação pode ser empregado desde enzimas proveniente de microrganismos como bactérias a espécies vegetais de grande porte. A escolha do organismo leva em conta sua resistência à toxicidade do poluente, bem como sua aptidão a reduzir a ação do poluente (GAYLARDE; BELLINASSO e MANFIO, 2005).

O emprego da biorremediação em alternativa às práticas convencionais é recente, e tem sido explorado à medida que são feitas descobertas de organismos capazes de lidar com os contaminantes existentes, havendo ainda grande potencial de crescimento. Segundo Bamforth e Singleton (2005) a prática ganhou expressão na década de 90, pois além do benefício financeiro, a biorremediação conta também com maior aceitação do público.

A fitorremediação é o processo de remediação que utiliza o manejo de espécies vegetais para realizar a descontaminação de um ambiente. Neste contexto as plantas são utilizadas com diferentes finalidades, podendo acumular poluentes em seus tecidos, permitindo a extração após o desenvolvimento do indivíduo, a degradação de contaminantes em processos metabólicos e também a volatilização de poluentes para a atmosfera. Embora possam realizar etapas da remediação de forma independente, a atuação das plantas é otimizada pela microbiota que se desenvolve sobretudo em seu sistema radicular, ambiente com grande biodiversidade de microrganismos. Tal procedimento pode ser utilizado para o tratamento de compostos orgânicos e inorgânicos, podendo ser empregado tanto no solo quanto no meio aquático (COUTINHO; BARBOSA, 2007).

Um dos métodos de biorremediação que utilizam macrófitas aquáticas é o método “*wetland*”, conhecido também como “pântanos construídos”, utilizando plantas em áreas inundadas com o efluente a ser tratado. Neste sistema, o efluente contaminado é direcionado a uma lagoa artificial onde entram em contato com as macrófitas aquáticas, que utilizam dos nutrientes presentes no efluente para se desenvolverem. Este método remove diversos tipos de contaminantes que ficam aderidos no sistema radicular das plantas, podendo também ser assimilado para seu desenvolvimento.

Contudo, o uso das *wetlands* gera um resíduo: a biomassa contaminada. Dessa forma é necessário encontrar uma forma de imobilizar de forma definitiva os poluentes presentes em suas raízes. Uma ideia promissora é aproveitar a biomassa para a produção de etanol de segunda geração, enquanto o bagaço gerado na fermentação teria como destino a confecção de plásticos biodegradáveis (MISHIMA et al., 2005).

Diversos experimentos utilizando as espécies estudadas nesta pesquisa já foram desenvolvidos em diversos continentes, utilizando as plantas na remoção de diversos tipos de poluentes, como naftalenos (NESTERENKO et al., 2012), metais pesados (JONES, JENKINS e PARVEZ, 2018; LU et al., 2010) e nutrientes. Vale salientar que estes trabalhos foram desenvolvidos em ambientes diferentes, como Malásia, Nigéria, China e Estados Unidos, sendo um fato interessante que em todos os artigos as plantas foram tratadas como invasoras e pragas aquáticas.

Em âmbito nacional, podemos destacar os trabalhos desenvolvidos por Henry-Silva e Camargo (2008), Sales (2011) e Reidel et al. (2005). Estes trabalhos utilizaram as macrófitas no tratamento de efluentes de diferentes indústrias: cervejaria, carcinocultura e frigorífico. Essas pesquisas, tanto as nacionais como as estrangeiras apontaram bons resultados na remoção de poluentes, com excelentes taxas de remoção variando de minutos para horas, dependendo do poluente estudado. Esses trabalhos indicam a versatilidade das plantas em relação a possibilidade de tratar numerosos poluentes em diferentes condições geográficas, sendo por isso importante desenvolver trabalhos com experimentos alternativos. Assim é possível fortalecer a posição da biorremediação como tratamento eficiente, enquanto se consolidam a *E. crassipes* e *P. Stratiotes* como espécies referências no tratamento de efluentes industriais.

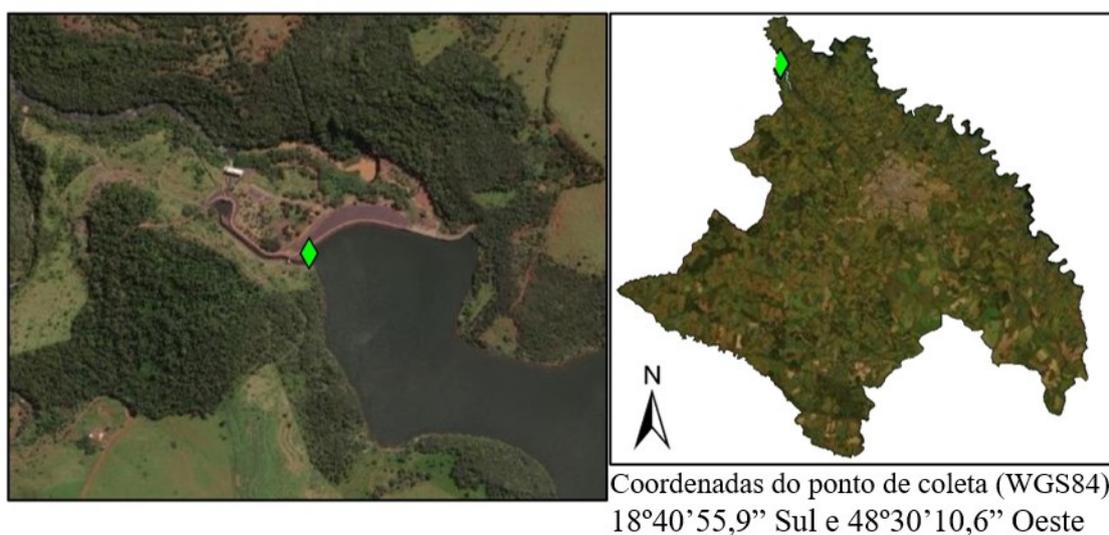
3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Coleta e transporte de macrófitas

Sabendo que as macrófitas tendem a colonizar ambientes lânticos, foram observadas diversas represas e barramentos próximos a Uberlândia, onde seriam realizados os procedimentos experimentais e análise de parâmetros. Após isso, foi realizado o levantamento dos locais com presença de macrófitas, sendo considerado o acesso e proximidade, fatores decisivos para a escolha do ponto de coleta.

O rio escolhido para o estudo foi o rio Uberabinha, que é importante curso d'água para Uberlândia, uma vez que juntamente com o ribeirão Bom Jardim são os principais mananciais utilizados no abastecimento de água para população da cidade. O local de coleta das macrófitas escolhido foi a represa da Pequena Central Hidroelétrica - PCH Malagone, localizada a cerca de 30 km do limite da área urbana de Uberlândia, nas coordenadas 18°40'55,9" S e 48°30'10,6" O, Figura 1.

Figura 1 - Ponto de coleta de Macrófitas, PHC Malagone, Uberlândia 2019



Fonte: do autor.

O rio que atravessa a cidade, é também o receptor dos efluentes gerados na estação de tratamento de esgoto – ETE Uberabinha do município. Apesar de, a PCH se encontrar afastada cerca de 28 km do local de despejo dos efluentes e a 30 km da cidade, ainda é possível perceber no local a poluição gerada pelo município. No reservatório da PCH é possível observar flutuando ou junto às margens o acúmulo de resíduos sólidos provenientes da área urbana, como capacetes, garrafas e embalagens plásticas dentre outros resíduos observados na Figura 2.

Figura 2 - Poluição por resíduos sólidos nas margens da PCH Malagone.



Fonte: do autor.

A antropização do ambiente foi um importante fator considerado na escolha da PCH como local de coleta de macrófitas, pois as condições adversas geradas pela poluição tendem a selecionar os organismos mais resistentes e adaptados a ambientes poluídos. Sendo assim, espera-se a presença de organismos aptos à sobrevivência em possíveis condições adversas proporcionadas pelo efluente empregado no experimento.

O local de coleta foi na margem esquerda (Figura 3) coordenadas 18°40'55,9" Sul e 48°30'10,6" Oeste, utilizando-se o WGS84 como datum de referência. O ponto fica próximo ao talude, localizado a montante do barramento principal, onde há uma barreira flutuante que impede a entrada de macrófitas e resíduos sólidos flutuantes nas turbinas geradoras de eletricidade.

Figura 3 - Local de coleta, margem esquerda PCH Malagone



Fonte: do autor.

A campanha de coleta foi realizada em novembro de 2019, mês correspondente ao final do período seco. A coleta foi realizada na margem, dispensando o uso de embarcações. Foram coletados cerca de 30 indivíduos de cada espécie, sendo priorizados os indivíduos de porte médio e mais jovens.

Após coletadas as plântulas foram acondicionadas em recipientes de 30 litros, com as laterais cobertas por filme de PVC para evitar o transbordo durante o transporte. Foram deslocadas até o campus Glória da UFU, onde foram inseridas em casa de vegetação onde seria executado a fase experimental do trabalho (Figura 4). Antes de serem submetidas ao efluente de abatedouro, as plantas passaram por um período de aclimação (Figura 5) de duas semanas para se adequarem às condições da casa de vegetação. Nesse período foi necessário apenas repor a água perdida pela evapotranspiração, fenômeno de liberação de água pelas partes aéreas das plantas para manter o equilíbrio interno de fluídos (SEDIYAMA, 1996).

Figura 4 - Estufa Campus Glória, vista interna



Fonte: do autor.

Figura 5 - Plantas acondicionadas em regime de aclimação



Fonte: do autor.

3.2 Coleta e transporte de efluente

O efluente foi coletado em abatedouro localizado na zona urbana de Uberlândia. A empresa familiar, fundada em 1974, realiza o abate e limpeza de aves de produtores locais, não havendo produção de animais própria. Após o abate das aves, as vísceras são distribuídas para pontos de varejo na cidade, como mercados e feiras livres. A empresa conta também com uma pequena seção de varejo para comercialização de produtos alimentícios artesanais como queijo, cachaça, doces e também frangos e ovos caipiras.

O abate ocorre uma vez por semana, normalmente às terças feiras, sendo abatidas cerca de 800 a 1200 aves no período entre as 08:00 manhã e 16:00 da tarde. Após o abate, as aves passam pela sangria, depenagem e remoção de vísceras, sendo após isso lavadas e embaladas para distribuição no varejo da cidade. O sangue proveniente da sangria é coletado e armazenado em bombonas e juntamente com as vísceras é recolhido e utilizados na produção de ração animal. As fezes e penas são coletadas e utilizadas em processo de compostagem para a produção de fertilizantes.

O efluente da empresa é composto pelas águas de lavagem dos pátios de abate, remoção de penas e de vísceras, bem como do maquinário envolvido nessas etapas e também a água utilizada na lavagem dos frangos após as etapas anteriores. Como o principal resíduo lavado é composto por fezes, sangue, penas, gordura e outras matérias orgânicas, o efluente gerado apresenta alta carga orgânica e altas concentrações de nitrogênio e fósforo. O empreendimento conta com uma rede separada para a coleta das águas residuárias provenientes do uso humano, como sanitários e pias, sendo lançada em outra ligação na rede municipal de coleta de esgoto.

Apesar da alta carga orgânica, a empresa não possui ETE própria para realizar o tratamento do esgoto anterior ao seu lançamento na rede de coleta de esgoto pública. Contudo, o empreendimento está sujeito ao Programa de Recebimento e Monitoramento de Efluentes - PREMEND desenvolvido pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto - DMAE juntamente à prefeitura de Uberlândia. O programa faz o monitoramento do efluente lançado por indústrias na rede de tratamento público e determina limites para parâmetros de efluentes industriais lançados na rede, estabelecendo a cobrança pelo tratamento dos efluentes. Dessa forma o programa visa minimizar o impacto de efluentes com características singulares, minimizando a carga orgânica e poluentes direcionados à ETE municipal, obtendo assim melhoria na eficiência do sistema de tratamento.

A metodologia de amostragem do efluente foi feita com base nas normas da ABNT que orientam o planejamento e amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores, entre outras orientações. As normas utilizadas foram: NBR 9896/1993 “Glossário de poluição das águas - Terminologia.”, NBR 9898/1987 “Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores” (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1993; (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1987). Tais normas orientam a organização da campanha de coleta para otimizar os esforços, se preparando previamente e antecipando as atividades realizadas para o desenvolvimento do plano da amostragem, e também orientam o procedimento de amostragem em si e as técnicas de preservação para manter as condições do efluente minimamente alteradas.

O efluente foi coletado dia 16 de outubro de 2019 às 14:00 horas, sendo coletado na caixa de passagem localizada no ponto anterior à ligação da rede pública de coleta. Foram coletados cerca de 9,5 litros do efluente sendo armazenados em um galão de 10 litros (Figura 6) e 500 ml em recipiente de vidro com solução para preservar a amostra durante o transporte ao laboratório onde seriam analisados. O frasco com 500 ml foi destinado imediatamente ao laboratório, enquanto o galão foi transportado até a casa de vegetação do Campus Glória onde foi imediatamente distribuído em recipientes contendo as macrófitas, dando assim início ao experimento.

Figura 6 - Galões contendo água deionizada e efluente



Fonte: do autor.

3.3 Experimento

O procedimento experimental ocorreu na casa de vegetação, pois o ambiente controlado oferecia condições idênticas para todas as parcelas do experimento, eliminando interferências ligadas a posições favoráveis ou a fatores externos como iluminação e predação por animais. A casa de vegetação utilizada se situa no campus Glória, sendo de responsabilidade do Instituto de Ciências Agrárias – ICIAG instituto pertencente a UFU. A casa de vegetação se encontra nas coordenadas 18°56'42,3" Sul e 48°12'55,7" Oeste, área sobre o tipo climático Aw de acordo com a classificação de Koppen Geiger (REBOITA, 2015).

Após o período de aclimação, foram selecionadas plântulas jovens, que tiveram as raízes lavadas com água corrente e em seguida com água destilada. A lavagem foi realizada para remover partículas presas às raízes dessas plantas, as quais podem conter sedimentos com nutrientes. Após isso foram divididas em grupos que iriam compor as parcelas, sendo estas unidades individuais do experimento. Cada parcela foi montada em uma combinação de plântulas e diferentes concentrações do efluente.

As parcelas foram montadas em recipientes com volume de 1 litro, que foram preenchidos com 800 ml, composto por água destilada e efluente, com concentrações de 75% (A), 50% (B) e 25% (C) do efluente para cada espécie de planta. Foram adotadas triplicatas para todas as combinações espécie-concentração, totalizando 18 parcelas com plantas. Também foi organizado amostras sem plantas para as mesmas concentrações, em duplicata, compondo o branco do experimento. Para organizar a identificação das parcelas, foi desenvolvido o sistema de nomenclatura identificado no Quadro 1.

Quadro 1 - Distribuição de parcelas experimentais.

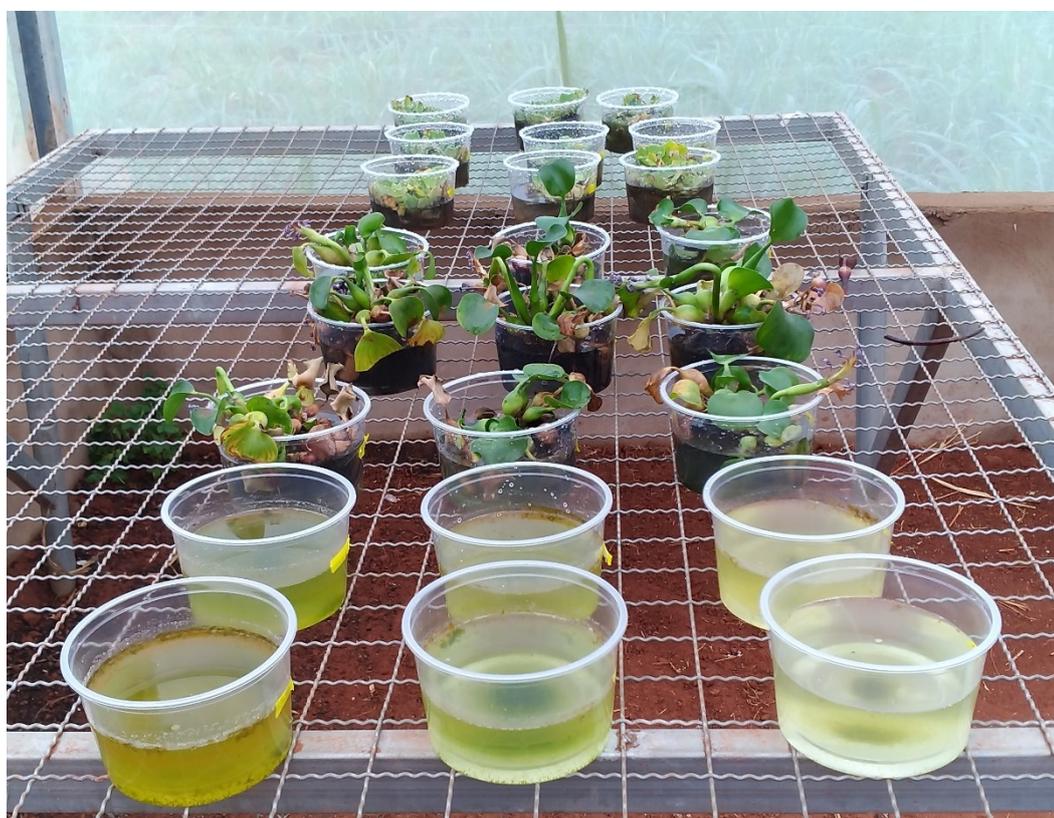
Parcela	Concentração do efluente	Macrófita	quantidade
Ap	75%	<i>Pistia stratiotes</i>	3
Bp	50%	<i>Pistia stratiotes</i>	3
Cp	25%	<i>Pistia stratiotes</i>	3
Ae	75%	<i>Eichhornia crassipes</i>	3
Be	50%	<i>Eichhornia crassipes</i>	3
Ce	25%	<i>Eichhornia crassipes</i>	3
Ab	75%	<i>Sem macrófitas</i>	2
Bb	50%	<i>Sem macrófitas</i>	2
Cb	25%	<i>Sem macrófitas</i>	2
Total de parcelas			24
Legenda: Letras maiúsculas A, B e C denotam concentração de efluente de 75%, 50% e 25% respectivamente. Letras minúsculas representam o tratamento, “p” – <i>P. stratiotes</i> , “e” – <i>E. crassipes</i> e “b” – Branco.			

Fonte: do autor

Após isso não foram feitas alterações nas parcelas experimentais, sendo feito apenas a reposição de água perdida pela evapotranspiração duas vezes por semana. Para não haver interferência nos resultados pela adição de elementos presentes na água de reposição, foi utilizada água purificada por osmose reversa.

O experimento teve duração de 4 semanas, sendo coletadas amostras de 60 ml de cada parcela uma vez por semana. As amostras eram então preservadas em recipiente fechado e transportadas imediatamente para o LabSAN - Laboratório de Saneamento, onde foram submetidas aos ensaios de determinação dos parâmetros. A Figura 7 ilustra as parcelas após terceira semana de experimento.

Figura 7 – Parcelas experimentais na fase final do experimento.



Fonte: do autor.

3.4 Análise do efluente

A análise dos parâmetros foi realizada no LabSAN, pertencente à Faculdade de Engenharia Civil – FECIV da Universidade Federal de Uberlândia. As amostras foram coletadas a uma profundidade de 1 cm e submetidas a ensaios para determinação dos seguintes parâmetros: fósforo total, nitrogênio total, pH, turbidez e DQO. Para medir o pH e a turbidez foram utilizados equipamentos para leitura instantânea dos parâmetros, enquanto que para os demais parâmetros foi empregado

método colorimétrico com leitura em espectrofotômetro, sendo necessária a digestão química prévia do efluente. A metodologia empregada para análise de cada parâmetro se encontra no Quadro 2.

Quadro 2 - Metodologia de análise do efluente tratado

Parâmetro	Metodologia	Aparelho
pH	POPFQ -UNI202, de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012. Método 4500 B.	HANNA HI 8314 membrane pHmeter
Turbidez	POPFQ -UNI211, de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012. Método 2130 B.	Turbidímetro PoliControl AP2000
DQO	POPFQ -UNI401, de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012. Método 5220 B.	Espectrofotômetro visível DR 5000
Fósforo (ortofosfato)	POPFQ -UNI406, de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22st Edition, 2012. Método 4500E	Espectrofotômetro visível DR 5000
Nitrogênio (Nitrato)	POPFQ -UNI423, de acordo com ABNT, NBR 12620, 1992.	Espectrofotômetro visível DR 5000

Fonte: do autor.

3.5 Análise estatística

As análises estatísticas foram feitas com o software BioEstat 5.0 (2007), sendo utilizado o teste de Tukey para a comparação dos resultados. Este teste utiliza a comparação de médias de resultados, realizando a comparação por pares de resultados de tratamentos, indicando assim se houve diferenças significativas entre os tratamentos comparados. Dessa forma o teste realiza a comparação dos resultados do tratamento com a espécie “a” com os resultados alcançados pela espécie “b” enquanto compara individualmente ambas as espécies com o tratamento em branco.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

O esgoto bruto apresentava forte odor característico de vísceras. Apresentava aspecto turvo e levemente viscoso devido a presença da gordura animal, com coloração vermelho amarronzado. Logo após a coleta uma amostra foi destinada ao LabSAN para análise preliminar afim de caracterizar o esgoto in natura, sendo encontrado a relação contida na tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros determinados para o esgoto bruto de indústria de abate de aves em Uberlândia, 2019.

pH	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)	Nitrogênio (mg/L)	Fósforo (mg/L)
6,35	169,3	504,52	6,88	9,45

Fonte: do autor

No decorrer das semanas em que o experimento foi desenvolvido, foi visível o crescimento das macrófitas, que aumentaram não somente em tamanho sendo possível observar também o surgimento de novos indivíduos por brotamento e germinação. Outro fato interessante foi o desenvolvimento de botões e o florescimento em parcelas com a *E. crassipes* (Figura 8-a). Por outro lado, foi observado a mortalidade de alguns indivíduos em outras parcelas, sobretudo nos tratamentos com a *E. crassipes*, onde foi constatada a morte de plântulas em dois terços das parcelas (Figura 8-b). Observou-se que de forma geral nas parcelas onde houve mortalidade de indivíduos, as demais plantas tiveram menor desenvolvimento.

Figura 8 – a) Flor da *E. crassipes*; b) Mortalidade de plantas em parcela de *E. crassipes*



Fonte: do autor.

No tratamento sem a presença de macrófitas foi observado alteração na coloração das parcelas nos primeiros 7 dias, onde mudaram do vermelho claro para uma coloração mais alaranjada. Com 14 dias essas parcelas estavam amareladas e com 21 dias já estavam com cor verde clara

apresentando sólidos sedimentados esverdeados, indicando o desenvolvimento de organismos fotossintetizantes como é possível observar na Figura 9.

Figura 9 – Experimentos sem macrófitas apresentaram coloração esverdeada.



Fonte: do autor.

As tabelas 2, 3 e 4 apresentam os valores dos parâmetros determinados em cada parcela experimental durante as 4 semanas do experimento, calculados a partir da média das repetições de cada parcela experimental.

Tabela 2 - Parâmetros determinados para o esgoto de indústria de abate de aves tratados com fitorremediação com *P. stratiotes*.

Concentração	Dias de contato	pH	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)	Nitrogênio (mg/L)	Fósforo (mg/L)
75%	7 dias	4,84	3,4	549,34	2,14	5,95
	14 dias	4,39	24,8	230,13	1,45	3,11
	21 dias	4,64	32,0	191,91	0,66	1,65
	28 dias	3,80	67,3	186,19	0,92	0,75
50%	7 dias	5,35	14,1	419,08	1,06	5,24
	14 dias	5,39	11,2	180,41	0,85	1,13
	21 dias	5,76	9,3	176,35	0,26	1,43
	28 dias	5,24	23,8	113,25	0,77	0,62
25%	7 dias	4,82	13,0	405,44	0,96	1,73
	14 dias	4,49	22,3	143,93	0,20	1,059
	21 dias	4,49	26,6	100,13	0,67	0,78
	28 dias	4,11	40,0	65,66	0,65	0,56

Fonte: do autor

Tabela 3 - Parâmetros determinados para o esgoto de indústria de abate de aves tratados com fitorremediação com *E. crassipes*

Concentração	Dias de contato	pH	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)	Nitrogênio (mg/L)	Fósforo (mg/L)
75%	7 dias	5,97	8,9	586,76	2,04	4,36
	14 dias	4,92	25,6	396,65	0,49	4,46
	21 dias	4,49	40,0	339,48	0,93	2,13
	28 dias	4,94	67,0	202,75	1,05	0,84
50%	7 dias	5,95	8,2	490,55	0,18	3,80
	14 dias	5,05	26,2	287,15	0,51	3,82
	21 dias	5,72	38,0	183,49	0,78	1,91
	28 dias	4,87	33,4	99,21	0,92	0,75
25%	7 dias	5,92	13,0	457,61	0,46	1,92
	14 dias	4,84	26,0	202,87	0,33	3,96
	21 dias	5,28	32,3	114,64	0,15	1,19
	28 dias	4,95	50,0	89,75	0,89	0,41

Fonte: do autor

Tabela 4 - Parâmetros determinados para o esgoto bruto de indústria de abate de aves sem tratamento.

Concentração	Dias de contato	pH	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)	Nitrogênio (mg/L)	Fósforo (mg/L)
75%	7 dias	8,20	9,4	431,02	0,88	6,86
	14 dias	6,76	15,8	393,17	1,92	5,30
	21 dias	8,57	25,5	309,65	1,5	3,87
	28 dias	6,15	31,5	222,41	1,445	3,50
50%	7 dias	8,24	18,2	308,48	0,5	4,88
	14 dias	7,50	20,9	170,13	1,6	2,94
	21 dias	8,85	19,5	143,44	1,5	3,16
	28 dias	5,91	17,7	163,85	1,29	1,98
25%	7 dias	7,09	26,2	198,32	0,4	2,55
	14 dias	8,72	36,2	115,93	0,72	1,39
	21 dias	9,24	43,5	124,34	0,98	2,01
	28 dias	6,19	23,8	133,73	1,26	1,41

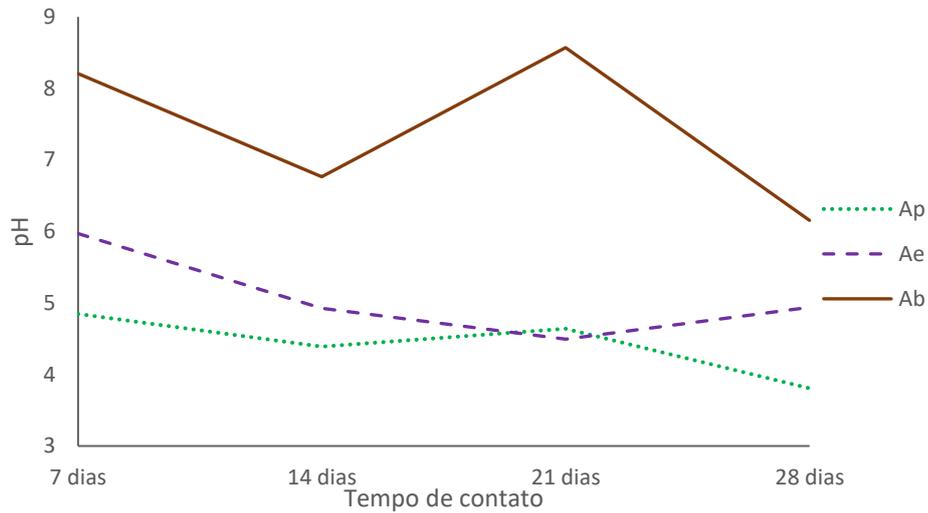
Fonte: do autor

O pH das parcelas experimentais com macrófitas se manteve em níveis ácidos durante todo o experimento, variando entre 5,97 e 3,8 durante todo o experimento (Figuras 10, 11 e 12). Nota-se que os tratamentos com a *E. crassipes* após 7 dias apresentavam pH maior que os tratamentos com a *P. e stratiotes*, tendência que se manteve durante os 28 dias, sendo que no final os resultados mais ácidos foram encontrados em tratamentos com a *P. stratiotes*.

Percebe-se que houve queda no pH dos experimentos em períodos após a mortalidade de indivíduos, indicando que tais eventos podem estar relacionados. De fato, sabe-se que a decomposição de estruturas vegetais provoca significativas mudanças no meio aquático, como a acidificação do meio e liberação de nutrientes (BARBOSA, 2015). A maior taxa de

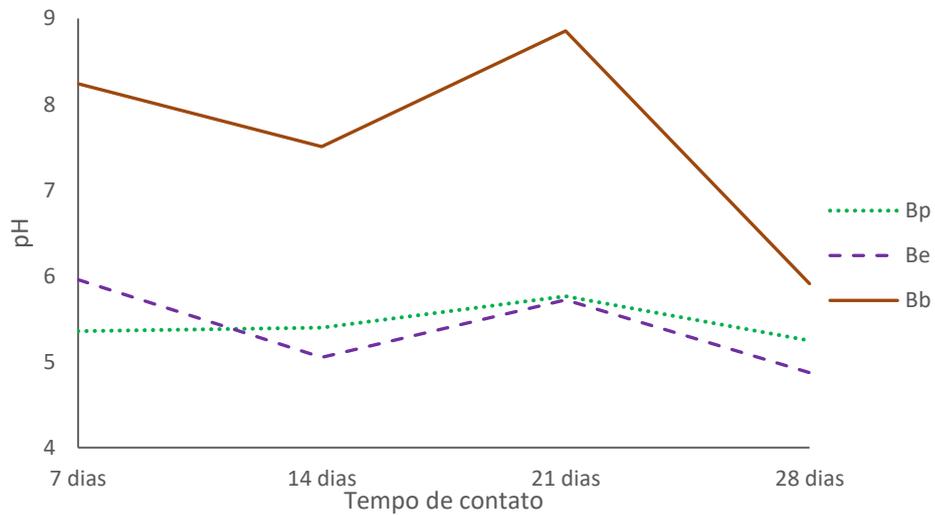
mortalidade ocorreu com indivíduos da *E. crassipes* na primeira semana do experimento, sendo verificado queda no pH na semana seguinte, sendo que evento semelhante ocorreu após a mortalidade de indivíduos de *P. stratiotes* na terceira semana de experimento.

Figura 10 - Variação do pH do efluente a concentração de 75%. Legenda: vide quadro 1

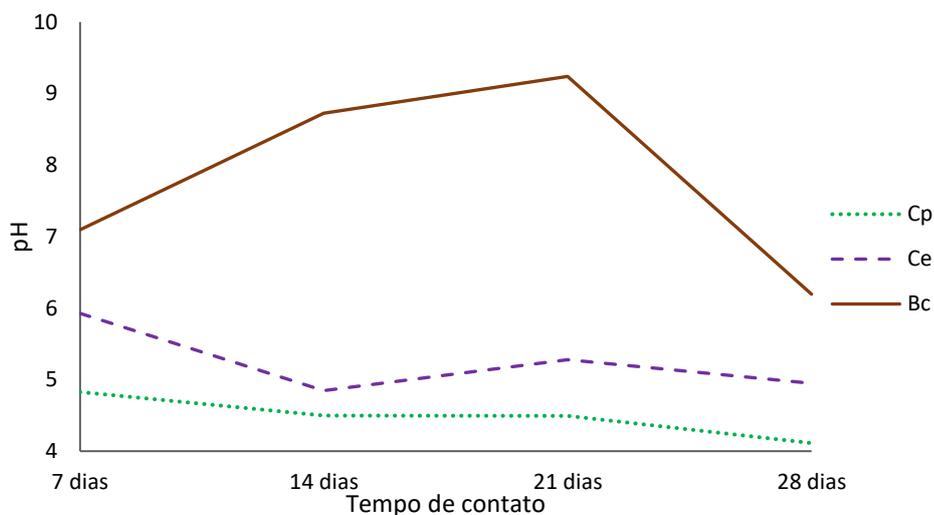


Fonte: do autor.

Figura 11 - Variação do pH do efluente a concentração de 50%. Legenda: vide quadro 1



Fonte: do autor.

Figura 12 - Variação do pH do efluente a concentração de 25%. Legenda: vide quadro 1

Fonte: do autor.

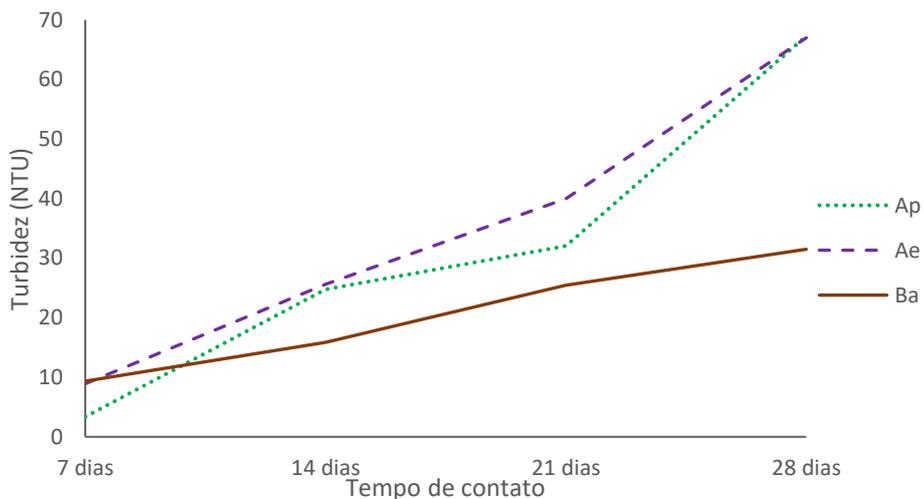
Já os tratamentos sem macrófitas apresentaram em média pH levemente básico até a coleta de 21 dias, seguido de uma significativa queda no pH na última coleta realizada. O aumento no pH destes tratamentos pode ser justificado pelo aumento da taxa de fotossíntese, pois este processo resulta na remoção de CO_2 do meio, e formação de bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-}) resultando na redução da acidez e eventual alcalinidade do meio (CAVALCANTE e SÁ, 2010). Essa hipótese é sustentada ainda pela variação da coloração dos tratamentos sem macrófitas, que conforme descrito anteriormente obteve coloração esverdeada, indicando aumento nas taxas de fotossíntese. A queda na última coleta pode ter sido ocasionada pela queda da fotossíntese, ocasionada pela menor exposição ao sol, pois a última coleta foi feita 1 dia após as plantas terem sido transportadas para o LabSAN. Dessa forma, as parcelas saíram de ambiente com intensa exposição solar para um ambiente fechado, limitando a fotossíntese, promovendo acidificação do meio.

Os menores resultados de turbidez foram encontrados na primeira semana do experimento, após este período foi observado aumento gradativo na turbidez em todas as parcelas experimentais (Figuras 13, 14 e 15). Este parâmetro expressou grande variação, com todas as parcelas apresentando turbidez inicial muito inferior à encontrada no efluente bruto, que apresentou 169,3 NTU enquanto as parcelas experimentais exibiram valores entre 3,4 e 67 NTU na primeira coleta. Essa queda repentina do esgoto bruto para os resultados obtidos na primeira semana pode ser devido ao fato de que a amostra inicial se encontrava homogênea, apresentando sólidos suspensos e micelas de gordura que resultaram em aspecto visual opaco.

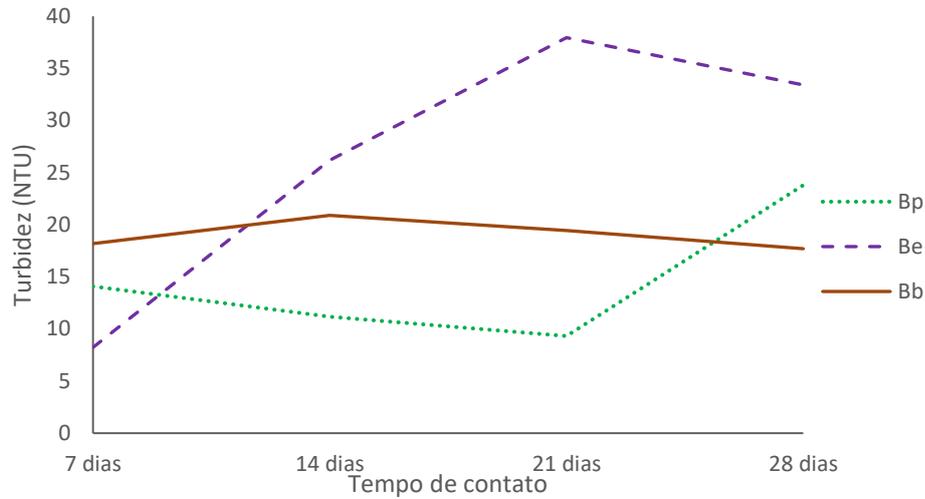
Contudo, o efluente ficou em absoluto repouso durante o experimento, possibilitando a sedimentação dos sólidos suspensos e redução da turbidez.

Após isso, foi possível observar o aumento gradual da turbidez, sobretudo nos tratamentos que utilizaram a fitorremediação. Esta variação crescente pode ter como causa a relação entre o ponto de coleta das amostras para análise e o desenvolvimento da comunidade de organismos em torno do sistema radicular das plantas. Sabe-se que a região radicular apresenta grande atividade microbiana, resultado das interações simbióticas com as raízes, (CARDOSO e NOGUEIRA, 2017). A presença de microrganismos juntamente com os sedimentos presentes nas raízes provavelmente foram os responsáveis pelos resultados crescentes de turbidez. Vale lembrar que as plantas tiveram suas raízes lavadas antes da montagem dos experimentos, reduzindo a presença de microrganismos, sendo que o aumento gradativo na turbidez pode ser um dos indícios da recuperação da atividade microbiana na região radicular.

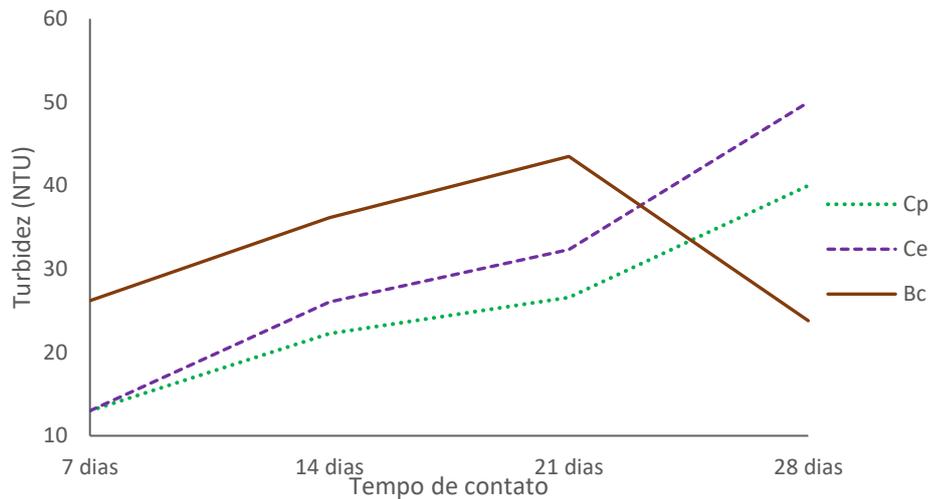
Figura 13 - Variação na Turbidez a concentração de 75%. Legenda: vide quadro 1



Fonte: do autor.

Figura 14 - Variação na Turbidez a concentração de 50%. Legenda: vide quadro 1

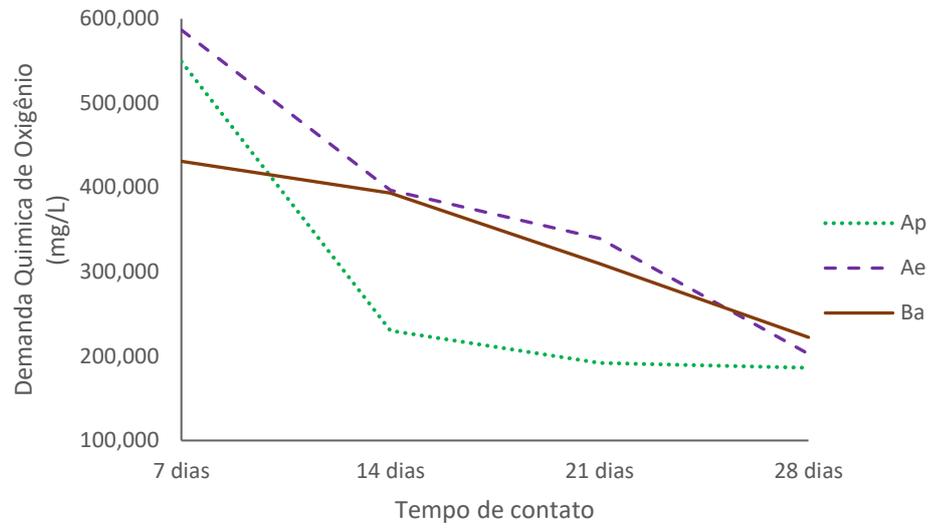
Fonte: do autor.

Figura 15 - Variação na Turbidez a concentração de 25%. Legenda: vide quadro 1

Fonte: do autor.

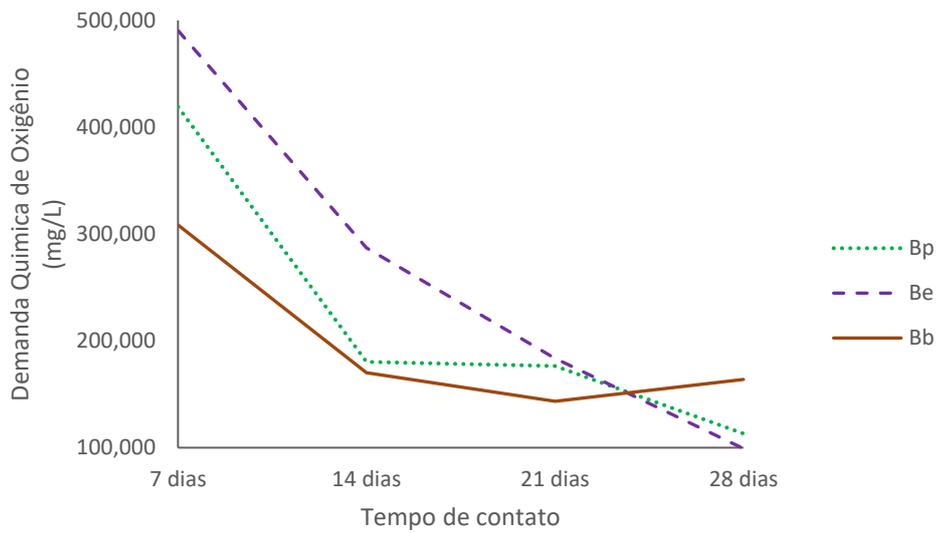
A *P. stratiotes* obteve a melhor taxa média de remoção de DQO, com 51,28% de remoção média em todas as concentrações, enquanto que a *E. crassipes* obteve 45,31% e o tratamento em branco teve redução de apenas 25,42%. Nota-se pelas Figuras 16, 17 e 18 que a melhor taxa de remoção ocorreu durante as duas primeiras semanas. Em relação às diferentes concentrações, as parcelas com macrófitas com 50% de concentração de efluente tiveram maior eficiência na remoção de DQO, tendo média de remoção 9,28% maior que o tratamento com 75% de concentração e 19,49% maior que o tratamento com 25% de concentração.

Figura 16 - Variação na DQO a concentração de 75%. Legenda: vide quadro 1

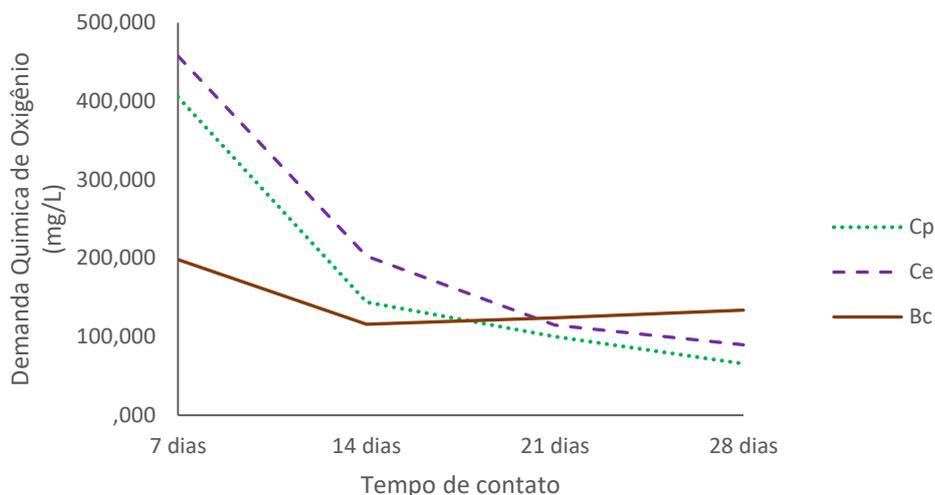


Fonte: do autor.

Figura 17 - Variação na DQO a concentração de 50%. Legenda: vide quadro 1



Fonte: do autor.

Figura 18 - Variação na DQO a concentração de 25%. Legenda: vide quadro 1

Fonte: do autor.

Apesar da eficiência média de remoção ter sido favorável aos tratamentos com macrófitas, o teste estatístico não mostrou diferenças significativas entre os resultados obtidos pelas duas espécies, mas indicou diferença a 1% de probabilidade para ambas as espécies quando comparadas com o tratamento em branco (Tabela 5).

Resultado semelhante foi alcançado por Sales (2011), cujo experimento com as duas macrófitas em tratamento de efluente de cervejaria não apontou diferenças significativas entre as espécies. Ressalta-se que em seu trabalho as espécies obtiveram melhores resultados na remoção de DQO, onde a *E. crassipes* obteve 78,25% de remoção, enquanto *P. stratiotes* obteve 80,60% em 21 dias de tratamento, sendo que a maior taxa de remoção também ocorreu durante os primeiros 14 dias.

Tabela 5 - Resultado do teste estatístico para variação da DQO.

Fontes de variação	GL	SQ	QM
Tratamentos	2	69.4 e+02	34.7 e+02
Resíduo	6	489.026	81.504
F=	42.5862		
(p)=	0.0007		
Média 1 - <i>P. stratiotes</i>	113.1667		
Média 2 - <i>E. Crassipes</i>	99.2100		
Média 3 - Branco	163.8500		
Tukey	Diferença	Q	Resultado
Médias (1 a 2)	13.9567	2.6776	Não significativo
Médias (1 a 3)	50.6833	9.7238	Significativo
Médias (2 a 3)	64.6400	12.4014	Significativo

Legenda: GL - grau de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrado médio; F - fator calculado; (p) - probabilidade.

Fonte: do autor.

Nos resultados obtidos de nitrogênio total, foi observado que ambos os tratamentos contendo macrófitas obtiveram melhor resultado na remoção do nitrogênio total, quando comparadas ao tratamento sem macrófitas (Figuras 19, 20 e 21). Após 28 dias, a *P. stratiotes* obteve a taxa média de remoção de 73,99%, enquanto a *E. crassipes* obteve média de 66,97%, e apesar da eficiência de remoção ligeiramente superior da *P. Stratiotes* o teste estatístico não obteve diferença significativa para os resultados entre os tratamentos com as macrófitas. Contudo, o teste sinalizou diferença significativa quando comparado com o tratamento sem macrófitas, que obteve remoção média de 53,75%. Dessa forma, é possível concluir que apesar de o tratamento com as macrófitas ser mais eficiente, não há diferença significativa no emprego das espécies (Tabela 6).

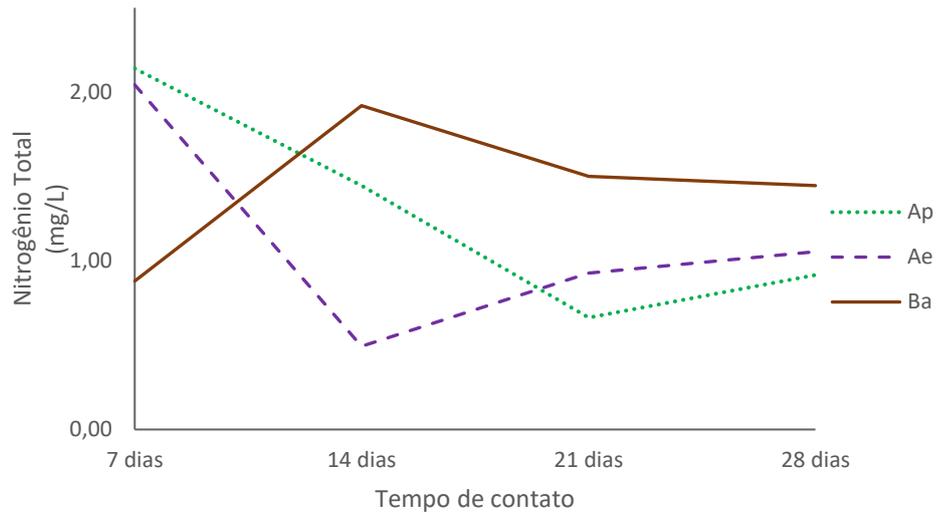
Tabela 6 - Resultado do teste estatístico para variação do nitrogênio total.

Fontes de variação	GL	SQ	QM
Tratamentos	2	0.439	0.220
Resíduo	6	0.061	0.010
F =	21.6098		
(p)=	0.0025		
Média 1 - <i>P. stratiotes</i>	0.9200		
Média 2 - <i>E. Crassipes</i>	1.0500		
Média 3 - Branco	1.4400		
Tukey	Diferença	Q	Resultado
Médias (1 a 2)	0.1300	2.2331	Não significativo
Médias (1 a 3)	0.3900	6.6993	Significativo
Médias (2 a 3)	0.5200	8.9324	Significativo
Legenda: GL - grau de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrado médio; F - fator calculado; (p) - probabilidade.			

Fonte: do autor.

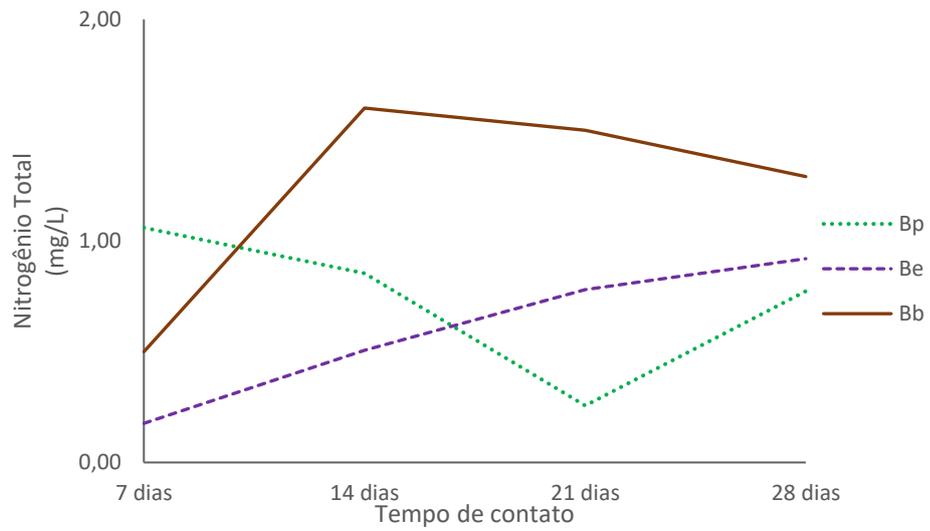
Observou-se também que para um mesmo tratamento, apesar da diferença de concentração inicial do efluente nas parcelas, não houve diferença expressiva nas concentrações finais entre os tratamentos. Para isso, vale salientar que além da remoção de nitrogênio pelas plantas, o processo de desnitrificação por microrganismos ocorre simultaneamente, sendo este responsável pela maior taxa de remoção do nitrogênio de acordo com Vermaat e Hanif (1998).

Figura 19 - Variação da concentração de Nitrogênio a 75% de concentração. Legenda: vide quadro 1



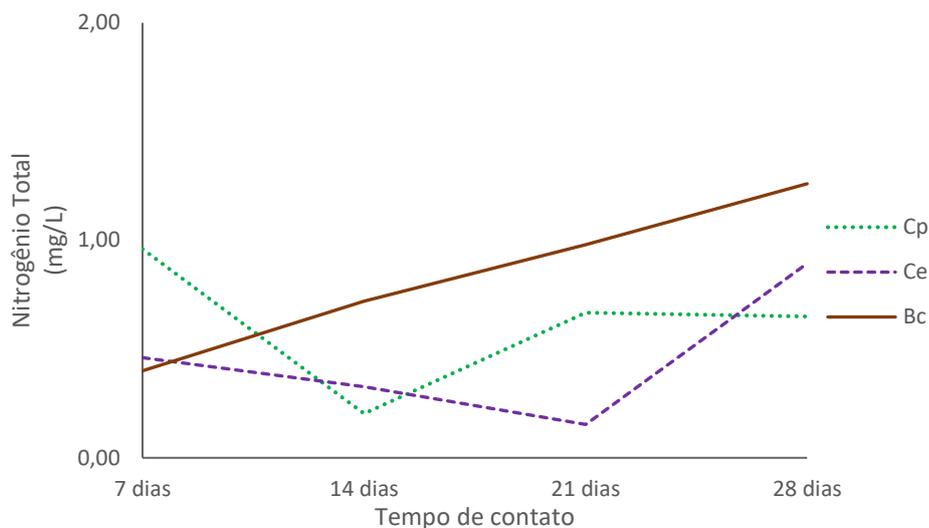
Fonte: do autor.

Figura 20 - Variação da concentração de Nitrogênio a 50% de concentração. Legenda: vide quadro 1



Fonte: do autor.

Figura 21 - Variação da concentração de Nitrogênio a 25% de concentração. Legenda: vide quadro 1



Fonte: do autor.

De forma geral, nota-se que a melhor taxa de remoção de nitrogênio ocorreu antes do período final do experimento, havendo aumento no parâmetro para os tratamentos sem macrófitas logo após 7 dias, e de 14 a 21 dias para os tratamentos com as plantas. De fato, o trabalho desenvolvido por Reidel et al. (2005) que analisou o emprego da *E. crassipes* no tratamento de efluente de frigorífico também teve resultados apontando a rápida remoção de nitrogênio total, com a remoção de 80, 94,96 e 95,91% para os períodos de 5, 7 e 10 dias respectivamente. Sales (2011), também obteve resultados semelhantes utilizando as mesmas espécies deste trabalho no tratamento de efluente de cervejaria, onde foi observado rápida queda nos níveis de nitrogênio total no período de 7 dias, seguido por decréscimo gradual, obtendo eficiência de remoção de 88,20% no tratamento com *E. crassipes* e 93,15% com *P. stratiotes* com 21 dias de tratamento. Dessa forma, o resultado semelhante de trabalhos desenvolvidos de forma semelhante indica que o tempo de detenção está relacionado diretamente ao fator de remoção de nitrogênio de efluentes tratados com fitorremediação e que resultados de remoção excelentes são conseguidos com apenas 1 semana.

O ligeiro aumento no nitrogênio total que ocorreu nos tratamentos com macrófitas, ocorreu possivelmente pelo desenvolvimento na biomassa microbiana em torno do sistema radicular das plantas, profundidade onde ocorreram as coletas do efluente. Durante o experimento foi possível observar o desenvolvimento de uma camada em aspecto de lodo externa ao sistema radicular das plantas. De acordo com Cardoso Nogueira (2007) há intensa atividade biológica no sistema radicular das plantas – rizosfera, onde há a interação de exsudatos liberados pelas raízes das plantas com os microrganismos locais, relação simbiótica indispensável para a

obtenção de nutrientes pelas plantas. Dessa forma, os resultados podem ter sido alterados pelo material orgânico da rizosfera.

Em relação ao fósforo, novamente foi observado melhor remoção de nutrientes nos tratamentos onde foram empregadas as macrófitas (Figuras 22, 23 e 24). A *E. crassipes* obteve média de remoção de 84,82% no intervalo de 28 dias, enquanto a *P. stratiotes* teve eficiência média de remoção de 84,00% ao passo que o tratamento sem macrófitas obteve apenas 49,52%. Neste caso, as parcelas com 75% de concentração apresentaram eficiência de remoção 3,38% superiores ao tratamento com concentração de 50% e 9,55% superiores ao tratamento com 25% de concentração. Novamente o teste estatístico indicou que não houve diferença estatística na remoção de fósforo nos tratamentos com as espécies estudadas, mas houve diferença estatística entre as espécies e o tratamento em branco, como indicado na Tabela 7.

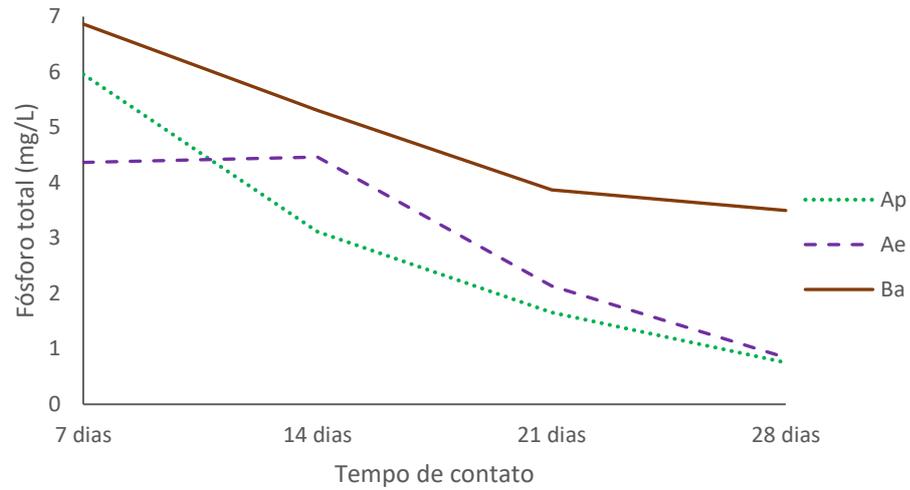
Tabela 7 - Resultado do teste estatístico para variação de fósforo total

Fontes de variação	GL	SQ	QM
Tratamentos	2	14.607	7.303
Resíduo	6	0.143	0.024
F (Tratamentos)	306.1167		
p (Tratamentos)	< 0.0001		
Média 1 - <i>P. stratiotes</i>	0.7533		
Média 2 - <i>E. Crassipes</i>	0.8440		
Média 3 - Branco	3.5000		
Tukey	Diferença	Q	Resultado
Médias (1 a 2)	0.0907	1.0167	Não significativo
Médias (1 a 3)	2.7467	30.7999	Significativo
Médias (2 a 3)	2.6560	29.7832	Significativo
Legenda: GL - graus de liberdade; SQ - soma dos quadrados; QM - quadrado médio; F - fator calculado; (p) - probabilidade.			

Fonte: do autor.

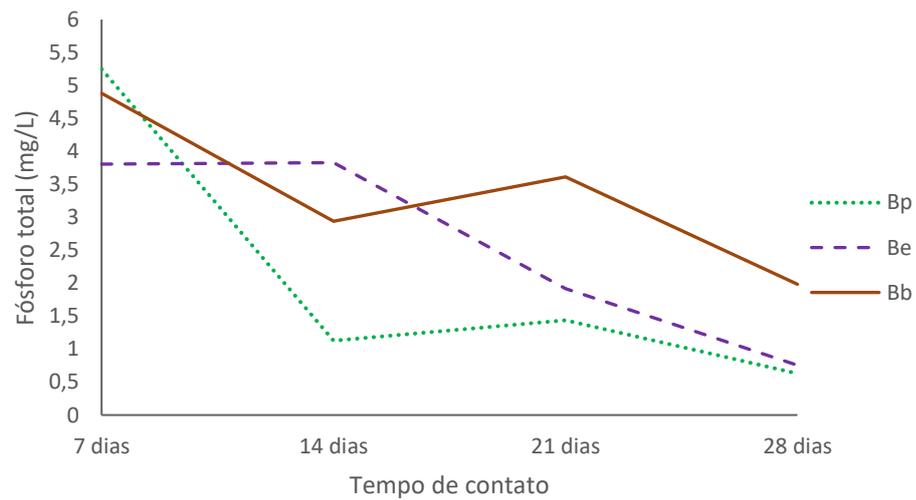
Assim como ocorreu com o nitrogênio, apesar da concentração de efluente inicial ser diferente, as concentrações finais dos tratamentos com macrófitas não teve variação expressiva. Mesmo sendo possível notar concentração final maior nas parcelas com maior concentração de efluentes, não foi observado a mesma razão na concentração de fósforo total do início do experimento. Isso indica que ambas as espécies conseguiram remover os nutrientes disponíveis no meio, indicando que o potencial de remoção não foi influenciado pela diferença na concentração de nutrientes disponíveis.

Figura 22 - Variação na concentração de Fósforo total a concentração e 75%. Legenda: vide quadro 1



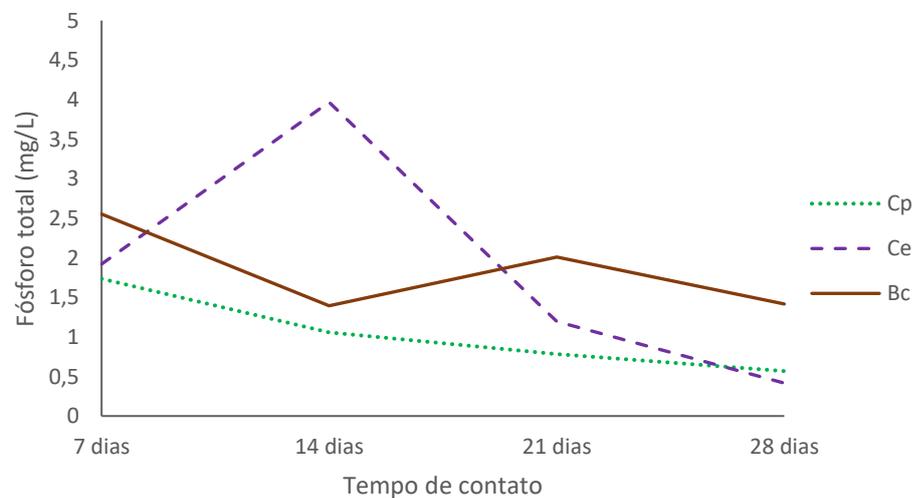
Fonte: do autor.

Figura 23 - Variação na concentração de Fósforo total a concentração de 50%. Legenda: vide quadro 1



Fonte: do autor.

Figura 24 - Variação na concentração de Fósforo total a concentração de 25%. Legenda: vide quadro 1



Fonte: do autor.

Apesar de haver diminuição na concentração de fósforo total, este fenômeno de convergência dos resultados independente da concentração inicial não ocorreu no tratamento sem macrófitas, sendo que a concentração final esteve diretamente ligada a concentração inicial. Tal resultado indica que os tratamentos convencionais utilizando lagoas de estabilização possuem eficiência limitada para a remoção de nutrientes, que tendem a permanecer mesmo após longos períodos de detenção.

Considerando a concentração inicial, a *P. stratiotes* obteve melhor taxa de remoção em todos os tratamentos no período entre 7 e 14 dias. Para *E. crassipes*, observa-se que apesar de haver redução nos primeiros 7 dias, ocorreu aumento na concentração de fósforo durante a segunda semana do experimento. A provável causa deste aumento foi a mortalidade dos indivíduos da espécie, que ocorreu em dois terços das parcelas com a espécie, em pelo menos uma parcela em cada faixa de concentração. Tal hipótese se sustenta no trabalho feito por Diniz et al. (2005) onde o estudo de comunidades de macrófitas em um açude indicou que a mortalidade das plantas resultava no aumento de nutrientes, podendo prejudicar o progresso feito na remoção de nutrientes.

Embora o teste estatístico não tenha mostrado diferença nos tratamentos, é necessário entender que os testes consideram apenas os resultados finais ao longo dos 28 dias. Considerando que os tratamentos com a *E. crassipes* foram prejudicados com a mortalidade de indivíduos, que ao mesmo tempo gerou novo aporte de nutrientes, atingir índices de remoção semelhantes em duas semanas é uma vitória para a espécie. Dessa forma, supõe-se que a espécie tem melhor taxa de absorção, pois conseguiu remover a mesma quantidade de fósforo com menos organismos.

Sales (2005) ao comparar as duas espécies na remoção de nutrientes de efluentes de cervejaria também obteve melhor resultado no tratamento com a *E. crassipes*, com remoção de 66,45% em comparação aos 57,20% obtidos pela *P. stratiotes*. Henry-Silva e Camargo (2006) que utilizaram efluentes de carcinocultura também obtiveram resultados favoráveis a *E. crassipes*, obtendo 71,6% de remoção frente a 69,9% removidos pela *P. stratiotes*.

Dessa forma, a comparação de resultados de experimentos com diferentes tipos de efluentes em diferentes métodos experimentais e utilizando as duas espécies, indicam que de fato a *E. crassipes* possui melhor desempenho na remoção de fósforo.

5. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos permitem concluir que ambas as espécies *E. crassipes* e *P. stratiotes* possuem eficiência na remoção dos nutrientes fósforo e nitrogênio, bem como obtiveram melhores resultados na remoção de DQO em efluentes de abatedouro. Constatou-se também que as melhores taxas de remoção de nutrientes ocorreram nos primeiros 14 dias, havendo queda nas taxas de remoção após a segunda semana. Assim, podemos concluir que o tempo de detenção para o tratamento de efluentes com fitorremediação de 14 dias é o mais recomendado.

Apesar de obter resultados semelhantes, constatou-se que a *Eichhornia crassipes* obteve melhor desempenho na remoção de fósforo total, não havendo diferenças significativas para remoção de nitrogênio e DQO. Sendo assim esta espécie é a mais indicada para tratamentos com efluentes de abatedouro, visto que a remoção de fósforo é mais importante para conter os efeitos da eutrofização. Isso se baseia no fato que a remoção de nitrogênio ocorre de forma natural pela desnitrificação, convertendo o nitrogênio orgânico em nitrogênio gasoso, possibilitando a autodepuração deste nutriente. Para o fósforo não há processo que remova de fato o nutriente do meio, ocorrendo o processo acumulativo de nutrientes e potencializando os processos de eutrofização e proliferação de macrófitas.

Além disso, o Aguapé possui também maiores dimensões e formam colônias de organismos interligados diferente do que ocorre com a alface d'água, permitindo controle mais fácil da proliferação dos organismos. Contudo, a mortalidade de espécies de aguapé indica a necessidade de desenvolvimento de práticas que visem o manejo ideal da espécie quando utilizadas no tratamento de efluentes de abatedouros, evitando os efeitos negativos da mortalidade de espécies no tratamento, resultando na liberação de mais nutrientes ao meio.

A semelhança com os resultados obtidos em estudos semelhantes tratando outros tipos de efluentes reforçam a resiliência e abrangência da atuação das macrófitas estudadas como agentes fitorremediadores. Dessa forma, já há evidência suficiente que sustente a posição da *E. crassipes* e *P. stratiotes* como referências na biorremediação de ambientes aquáticos.

Recomenda-se testar essas espécies em outros tipos de efluentes industriais, analisando a eficiência na remoção de poluentes diferentes, afim de verificar a universalidade da planta no tratamento de efluentes industriais. Neste experimento, desenvolvido em ambiente fechado e tempo de detenção de 4 semanas foi verificado a melhor taxa de remoção com 2 semanas, sendo

também indicado o desenvolvimento de experimentos de fluxo contínuo para verificar se a eficiência na remoção de poluentes se mantem com a circulação do efluente.

Recomenda-se também o estudo de outras espécies de fácil dispersão no emprego da biorremediação, como as espécies *Alternanthera philoxeroides*, *Enhydra anagallis* e *Pycreus decumbens*. Essas espécies, por também apresentarem comportamento invasor agressivo podem também compartilhar características de resistência a poluentes, podendo ser também eficientes organismos no tratamento de efluentes industriais. Além disso, por se tratarem de macrófitas com raízes fixas ao substrato, o estudo pode analisar também a relação da remoção de poluentes do meio líquido e do substrato sólido.

Por fim, é importante lembrar que estes processos de tratamento também acabam gerando resíduos sólidos: a própria biomassa vegetal. Dessa forma, para conclusão do ciclo sustentável deste modelo de tratamento, é necessário desenvolver finalidades úteis a biomassa produzida. Neste sentido é imprescindível que a pesquisa para o aproveitamento da biomassa seja desenvolvida de forma paralela ao estudo do emprego destes organismos, garantindo resultados eficientes, eliminando resíduos e gerando subprodutos aproveitáveis, até mesmo com valor comercial.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**, 22 ed.: Washington, 2012.

ARAÚJO, K. S.; ANTONELLI, R.; GAYDECZKA, B.; GRANATO, A. C.; MALPASS, G. R. P. **Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais**. Revista Ambiente e Água, v. 11, n. 2, p. 387-401, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9800: **Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro, p.3. 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9896: **Glossário de poluição das águas - Terminologia**. Rio de Janeiro, p.94. 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9898: **Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, p.22. 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12620: **Águas - Determinação de nitrato - Métodos do ácido cromotrópico e do ácido fenoldissulfônico - Método de ensaio**. Rio de Janeiro, p.5. 1987.

AYRES, M., AYRES Jr, M., AYRES, D. L., SANTOS, A. A. S. **Bioestat 5.0 aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Belém: IDSM, 364p. 2007.

AZEVEDO, S.M.F.O. **Toxinas de Cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública**. Medicina on line, 1 n°3, 1998.

BAMFORTH, S.; SINGLETON, I. **Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons: current knowledge and future directions**. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, Sussex, v.80, n.7, p.723-736, 2005.

BARBOSA, V. V. **Decomposição anaeróbica de egeria densa Planch e Chara brauni Gmel em sistemas aquáticos sob diferentes estados tróficos**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual da Paraíba, Paraíba. 55p. 2015.

BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S. **Eutrofização em rios brasileiros**. Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.9, n.16, p.2167, 2013.

BRASIL. **Lei nº. 14.026, de 15 de julho de 2020**. Diário Oficial da União, Brasília, 16 jul. 2020 b.

CARDOSO, E.J.B.N.; NOGUEIRA, M.A. A rizosfera e seus efeitos na comunidade microbiana e na nutrição de plantas. In: SILVEIRA, A.P.D.; FREITAS, S.S. (Eds.). Microbiota do solo e qualidade ambiental. Campinas, SP: Instituto Agrônomo, p.79-96, 2007.

- CAVALCANTE, D. H.; SÁ, M. V. C. **Efeito da fotossíntese na alcalinidade da água de cultivo da tilápia do Nilo**. Revista Ciência Agronômica, v. 41, n. 1, p. 62-72, 2010.
- COELHO, J. C. **Macrófitas aquáticas flutuantes na remoção de elementos químicos de água residuária**. Dissertação de mestrado, UNESP, Botucatu, 2017.
- COLLA, L. M. **Isolamento e seleção de fungos para Biorremediação a partir de solo contaminado com herbicidas Triazínicos**. Ciência e Agrotecnologia, Lavras, v. 32, n. 3, p. 809-313, 2008.
- COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. L. R. **Fitorremediação: Considerações Gerais e Características de Utilização**. Silva Lusitana, Lisboa, v. 15, n. 1, p. 103 - 117. 2007.
- COUTINHO, P. W. R.; CADORIN, D. A.; NORETO, L. M.; GONÇALVES Jr, A. C. **Alternativas de remediação e descontaminação de solos: biorremediação e fitorremediação**. Nucleus, v.12, n.1, 2015.
- CRESPILHO, F.N.; SANTANA, C.G.; REZENDE, M.O.O. **Tratamento de efluente de indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação**. Química Nova, n27 p. 387-392. 2004.
- DANTAS-SILVA, L. T., DANTAS, E. W. **Zooplâncton e a eutrofização em reservatórios do Nordeste brasileiro**. Oecologia Australis v. 17, n.2, p53-58, 2013.
- DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O. de; BARBOSA, J. E. L.; KONIG, A. **Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 9, suplemento, p. 226-230, 2005.
- EMBRAPA. **Visão 2030 O Futuro da Agricultura Brasileira**. Brasília, DF, 212p, 2018.
- GAYLARDE, C.C.; BELLINASSO, M.L.; MANFIO, G.P. **Biorremediação: aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos**. Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento, n. 34, 2005.
- GRANATO, M. **Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos**. Série tecnologia Ambiental, CETEM/CNPQ, Rio de Janeiro n5. P. 1-39. 1995.
- GIORDANO, G.; **Tratamento e controle de efluentes industriais**. 2005, 81 f.; Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2005.
- GUEVARA, M.; RAMÍREZ, L. **Eichhornia crassipes, su invasividad y potencial fitorremediador**. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida, v. 22, n. 2, p 5-11, 2015.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. **Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquíicultura**. Planta Daninha, v. 24, n. 1, p. 21-28, 2006.
- IRGANG, B.E.; GASTAL-Jr.. **Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do RS**. Editora da UFRGS, Porto Alegre, 290p, 1996.
- JONES L. J.; JENKINS R. O.; PARVEZ I. H. **Extending the geographic reach of the water hyacinth plant in removal of heavy metals from a temperate Northern Hemisphere river**. Nature Scientific Reports, v. 8, 2018.

- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LU, Q.; HE, Z.L.L.; GRAETZ, D.A.; STOFFELLA, P.J.; YANG, X.E. **Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.).** *Environmental Science and Pollution Research* v.17, p. 84–96, 2010.
- MANZINI, F. F.; BATISTA DE SÁ, K.; PLICAS, L. M. A.; MOREIRA, A. B. **Tecnologias de remediação de solos.** *Periódico eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista, Tupã*, v. 7, n. 12, 2011.
- MENDES P. L. A., MEYER S. T., NORONHA I. A. S., GOMES S. M. A., SANTOS M. H. **Alterações morfológicas em *Eichhornia crassipes* (Aguapé) (Mart.) Solms-Laubach (Pontederiaceae), exposta a elevadas concentrações de mercúrio.** *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*. v.19, p. 30-36, 2009.
- MENDONÇA, E. A. **Disposição de efluente de tratamento de esgoto industrial em solo vegetado com bambu.** Dissertação (Mestrado em Engenharias) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010.
- MISHIMA, D.; KUNIKI, M.; SEI, K.; SODA, S.; IKE, M.; FUJITA, M. **Ethanol production from candidate energy crops: water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes* L.).** *Bioresour Technol* v. 99, p. 2495–2500, 2005.
- MOURA, M. A. M.; FRANCO, D.A.S.; MATALLO, M.B. **Manejo integrado de macrófitas aquáticas.** Instituto Biológico, São Paulo, v.71, n.1, p.77-82, 2009.
- NESTERENKO, M. A.; KIRZHNER, F.; ZIMMELS, Y.; ARMON, R. ***Eichhornia crassipes* capability to remove naphthalene from waste water in the absence of bacteria.** *Chemosphere*, v. 87, p. 1186-1191, 2012.
- NETO, M. L. F.; FERREIRA, A. P. - **Perspectivas da Sustentabilidade Ambiental Diante da Contaminação Química da Água: Desafios Normativos** - *Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente* - v.2, n.4, Seção 1, 2007.
- ODJEGBA, V. J.; FASIDI, I. O. **Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: Implications for phytoremediation.** *Ecotoxicology*, v. 13, p. 637–646, 2004.
- OLIVEIRA, X. **Características morfoanatômicas e fisiológicas na avaliação do potencial bioindicador e fitorremediador de *Pistia Stratiotes* L. na presença de cádmio, chumbo e arsênio.** Dissertação de mestrado, UFLA Lavras, 2010.
- POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos.** São Carlos: RiMa, 130 p, 2003.
- POTT, V.J.; POTT A.. **Plantas aquáticas do Pantanal.** EMBRAPA. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS), Brasília, 404 p., 2000.
- POTT, V. J.; POTT, A. **Potencial de uso das plantas aquáticas na despoluição da água.** Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 25 p., 2002.
- REBOITA, M. S.; RODRIGUES, M.; SILVA, L. F.; ALVES, M. A. **Aspectos climáticos de Minas Gerais.** *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 17, p. 206, 2015.

- REIDEL, A.; DAMASCENO, S.; ZENATTU, D. C.; SAMPAIO, S. C.; FEIDEN, A.; QUEIROZ, M. M. F. **Utilização de efluente de frigorífico, tratado com macrófita aquática, no cultivo de tilápia no Nilo.** Revista Brasileira Engenharia Agrícola, Campina Grande, v.9, p. 181-185. 2005.
- RIVERA, E.A.C. **Modelo sistêmico para compreender o processo de eutrofização em um reservatório de água.** Dissertação (mestrado), Unicamp – Campinas, SP: [s.n.], 2003.
- ROSA, A. C. S., ALEIXO, M. H. F., HARTHMAN, V. C., SILVEIRA, M. J. **Morfoanatomia Da Raiz, Caule E Folha De Pistia Stratiotes L.** SaBios: Rev. Saúde e Biol., v.14, n.2, p.42-47, mai./ago., 2019.
- SALES, C. V. **Uso de duas espécies de macrófitas aquáticas, Eichhornia crassipes e Pistia stratiotes Em tratamento de resíduos de cervejaria na cidade de Toledo/PR.** Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2011.
- SCARASSATI, D.; CARVALHO, R.F.; DELGADO, V.L.; CONEGLIAN, C.M.R.; BRITO, N.N.; TONSO, S.; SOBRINHO, G.D.; PELEGRINI, R. **Tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos.** In III Fórum de Estudos Contábeis, Claretianas, 2003.
- SEDIYAMA, G. C. **Estimativa da evapotranspiração: histórico, evolução e análise crítica.** Revista Brasileira de Agrometeorologia, Santa Maria, v. 4, n. 1, p. 1-7, 1996.
- SENADO FEDERAL. **Conferência das Nações Unidas sobre meio ambiente e desenvolvimento: A Agenda 21.** Senado Federal / Subsecretaria de Edições Técnicas, Brasília, 585 p., 1996.
- SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. **Eutrophication science: where do we go from here?** Trends in Ecology and Evolution v. 24, p. 201-207, 2009.
- TÉLLEZ T. R.; LÓPEZ E. M. D. R.; GRANADO G.L.; PÉREZ E.A.; LÓPEZ R. M.; GUZMÁN J. M. S. **The water hyacinth, Eichhornia crassipes: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain).** Aquat Invasions v. 3, p. 42–53, 2008.
- VERMAAT, J. E.; HANIF, M. K. **Performance of common duckweed species (Lemnaceae) and the waterfern Azolla filiculoides on different types of waste water.** Water Res. 1998.
- ZIMMELS, Y.; KIRZHNER, F; MALKOVSKAJA, A. **Application of eichhornia crassipes and Pistia stratiotes for treatment of urban sewage in israel.** Journal of environmental management, v. 81 n. 4, p. 420–428, 2006.
- ZADINELO, I. V.; SERENISKI, R. M.; BORIN, R.; FAGNAMI. K. C.; STREMEL, D. P.; GOMES, L. F. S. **Potencial da Produção de Biogás a Partir de Efluente Pré-Tratado de Abatedouro de Aves da Região Oeste do Paraná.** Revista Brasileira de Energias Renováveis. V. 2, p. 61-71, 2013.
- ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A. do.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. **Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico.** 2012.