



**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO PROGRAMA
DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL**

SHEILA DE ARAÚJO CORREIA

**AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE do *Pleurotus ostreatus* EM DEGRADAR
EFLUENTES LABORATORIAIS**

FORTALEZA

2024

SHEILA DE ARAÚJO CORREIA

AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DO FUNGO *Pleurotus ostreatus* EM DEGRADAR
EFLUENTES LABORATORIAIS

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará como requisito para obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Profa. Titular Glória Maria Marinho Silva

Coorientadora: Profa. Dra. Tecia Vieira Carvalho

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C824a Correia, Sheila de Araújo.
 AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE do *Pleurotus ostreatus* EM DEGRADAR EFLUENTES
LABORATORIAIS / Sheila de Araújo Correia. - 2025.
 100 f. : il. color.

 Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Aperfeiçoamento de Professores para a Educação
Inclusiva, Campus Fortaleza, 2025.

 Orientação: Profa. Dra. Glória Maria Marinho Silva.

 Coorientação: Profa. Dra. Tecia Vieira Carvalho.

 1. Micodegradação. 2. Poluentes. 3. Efluente de Laboratório. 4. Fungos. I. Título.

CDD 371.9



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
Av. 13 de maio, 2081 - Bairro Benfica - CEP 60040-531 - Fortaleza - CE - www.ifce.edu.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

Processo: 23256.012402/2024-36

Interessado: Gloria Maria Marinho Silva

SHEILA DE ARAÚJO CORREIA

AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE do Pleurotus ostreatus EM DEGRADAR EFLUENTES LABORATORIAIS

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado Acadêmico em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) Campus de Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em: **25/11/2024**.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Glória Maria Marinho Silva

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE

Profa. Dra. Renata Barros Silveira Brasil

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE

Dra. Victoria Maura Silva Bermudez

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE

Profa. Dra. Bárbara Chaves Aguiar Barbosa

Instituto Federal do Maranhão - IFMA



Documento assinado eletronicamente por **Barbara Chaves Aguiar Barbosa, Usuário Externo**, em 28/11/2024, às 15:06, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Renata Barros Silveira Brasil, Professora do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 03/12/2024, às 17:48, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Gloria Maria Marinho Silva, Professora do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 05/12/2024, às 11:15, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Victoria Maura Silva Bermudez, Usuário Externo**, em 05/12/2024, às 12:47, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade do documento pode ser conferida no site https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0 informando o código verificador **6782879** e o código CRC **84C01BB4**.

A Deus.

Aos meus pais.

Aos mestres.

AGRADECIMENTOS

A Deus, cuja orientação e graça foram alicerces fundamentais durante todo esse percurso. Sua sabedoria iluminou meu caminho. A ele dedico toda a glória por esta nova conquista. Ao meu noivo, Leandro, meu companheiro incansável, agradeço por sua paciência, apoio incondicional e amor constante. Sua presença foi a luz que iluminou os dias mais desafiadores, e este sucesso é também fruto da nossa parceria.

Aos meus pais, por serem fontes inesgotáveis de amor, incentivo e apoio. Seus sacrifícios e dedicação foram os alicerces que sustentaram minha jornada acadêmica, e este momento é compartilhado com vocês.

À minha orientadora, Glória Marinho, uma pessoa iluminada, expresso minha sincera gratidão e admiração. Sua orientação sábia, incentivo constante e expertise foram cruciais para o desenvolvimento desta pesquisa. Sua presença foi mais do que um guia acadêmico; foi um suporte essencial.

À professora Kelly, um ser humano incrível que me acolheu calorosamente no LATAM e esteve sempre disponível para ajudar. Suas contribuições como membro da banca na qualificação também enriqueceram este trabalho; expresso meu reconhecimento sincero

Ao professor Rinaldo, agradeço também por sua contribuição como membro da banca de qualificação, por compartilhar conhecimento e por seus ensinamentos sábios que enriqueceram minha pesquisa e formação.

A Bárbara Barbosa, membro da banca da qualificação, agradeço por todas as contribuições feitas e pela atenção aos detalhes que só agregaram e enriqueceram este trabalho; meus sinceros agradecimentos.

A professora Renata, pela atenção, apoio e suporte que sempre nos ofereceu quando a procuramos.

A todos os professores que contribuíram para minha formação acadêmica, agradeço pelos ensinamentos, orientações e lições de vida. Vocês são verdadeiros mestres.

À Lidiane, uma pessoa dedicada, agradeço por compartilhar generosamente seu conhecimento e por sua colaboração que enriqueceu ainda mais este trabalho.

À Victória, uma pessoa incrível, sempre disposta a compartilhar seus conhecimentos e esclarecer dúvidas, ajudando no que fosse necessário, sou grata por sua solicitude e apoio.

Agradeço também ao Arrenhius, que contribuiu com seu conhecimento e experiência de laboratório; sempre atencioso, solícito e pronto para ajudar.

Aos bolsistas de iniciação científica, José Matheus e Raynara, agradeço a ajuda e dedicação no desenvolvimento do projeto, o apoio de vocês foi fundamental para a conclusão deste trabalho.

Por fim, aos meus amigos e colegas do curso, especialmente Maria Beatriz e Senira Marcos, agradeço por compartilharem desafios e conquistas. Suas amizades tornaram esta jornada mais leve, servindo como suporte nos momentos difíceis e como celebração nos triunfos. A todos que fazem parte do laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM), que me acolheram calorosamente, agradeço pela colaboração, troca de ideias e pelo ambiente enriquecedor que contribuiu para meu aprendizado e para o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço também ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental (PGTGA) do IFCE.

A Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico FUNCAP, pelo suporte financeiro.

A cada pessoa que contribuiu para meu crescimento acadêmico e pessoal, obrigada por fazerem parte desta jornada inesquecível.

“O sucesso é a soma de pequenos esforços repetidos dia após dia”(Robert Collier, 1926).

RESUMO

A poluição das águas por efluentes laboratoriais é uma questão preocupante, uma vez que causam implicações negativas ao meio ambiente e à saúde pública. Esses efluentes contêm uma variedade de substâncias químicas, a exemplo de compostos orgânicos, metais pesados, xenobióticos, entre outros, que podem ter como destino a rede coletora de esgoto ou o meio ambiente, sem nenhum tipo de tratamento. Nesta pesquisa foi avaliado o potencial do fungo *Pleurotus ostreatus* em degradar efluentes laboratoriais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE). A pesquisa foi dividida em 4 Etapas: (I) Cultivo e produção de esporos do *Pleurotus ostreatus*; (II) Caracterização dos efluentes; (III) Avaliação da eficiência da biodegradabilidade dos efluentes, usando reatores em batelada agitada com biomassa fúngica imobilizada em granelhas de vidro; (IV) Avaliação da eficiência da biodegradabilidade dos efluentes por meio de reatores em batelada sequencial com biomassa fúngica imobilizada em espuma de polietileno. Para a caracterização, os efluentes coletados de cada laboratório foram misturados em um recipiente e, posteriormente, analisados. As análises realizadas na caracterização dos efluentes incluíram pH, temperatura, DQO, amônia, nitrato, nitrito, surfactantes, fósforo total e SSV. Os resultados apresentaram valores médios de DQO de $(3.050,2 \pm 1.626,88 \text{ mg/L})$, surfactantes $(1,69 \pm 2,59 \text{ mg/L})$, nitrato $(0,83 \pm 0,67 \text{ mg/L})$, nitrito $(0,06 \pm 0,10 \text{ mg/L})$, amônia $(1,74 \pm 3,83 \text{ mg/L})$, fósforo total $(11,6 \pm 0,07 \text{ mg/L})$, SSV $(96 \pm 113,3 \text{ mg/L})$ e pH $(5,88 \pm 5,91)$ para o efluente do laboratório 1 (L1). Da mesma forma, para o laboratório 2 (L2), foram registrados níveis de DQO com $(4.771,81 \pm 6.023,09 \text{ mg/L})$, surfactantes $(1,16 \pm 0,86 \text{ mg/L})$, nitrato $(0,91 \pm 0,33 \text{ mg/L})$, nitrito $(0,67 \pm 1,29 \text{ mg/L})$, amônia $(0,02 \pm 0,018 \text{ mg/L})$, fósforo total $(5,8 \pm 0,0 \text{ mg/L})$, SSV $(53,5 \pm 52,23 \text{ mg/L})$ e pH $(4,34 \pm 3,48)$. Na etapa III, os reatores em batelada agitada, em que foram utilizados reatores de controle (RC); reatores com fungo (RF) e reatores com fungo e glicose (RFG), o RFG alcançou remoções máximas de DQO (51%), nitrato (88%), amônia (76%), surfactantes (63%) e fósforo (74%); seguido pelo RF com DQO de (70%) e surfactante de (57%) com efluente do L1, ao longo do período de análise. Com efluente do L2, o reator (RF) apresentou resultados ainda mais expressivos, com remoções máximas de DQO (86%), nitrato (89%), surfactantes (78%) e fósforo (57%); seguido pelo RFG com DQO de (54%), amônia (34%) e fósforo (43%). Na etapa IV, os melhores resultados obtidos foram, no L1, com reduções máximas de DQO (20,1%), nitrato (37,25%), nitrito (66,7%), amônia (65,8%), surfactantes (83,6%) e fósforo (52,7%) ao longo dos ciclos analisados. Para o L2, as melhores remoções foram de DQO 80,6% e de surfactantes de 43,5%, valores máximos dos ciclos analisados. Contudo, para amônia, nitrato,

nitrito e fósforo, não houve remoções. A caracterização indicou que os efluentes laboratoriais são altamente poluentes, apresentando níveis elevados de alguns contaminantes. Os reatores em batelada agitada demonstraram que, para o efluente do L1, o reator com fungo (RF) teve melhor desempenho na remoção de DQO, enquanto o reator com glicose (RFG) se destacou na remoção de nitrato, amônia, surfactantes e fósforo. Para o efluente do L2, o RF mostrou maior eficiência na remoção de DQO, nitrato, surfactantes e fósforo, sem necessidade de um cossubstrato adicional. Já o RFG se destacou apenas na remoção de amônia, com menor eficiência para remoção de DQO, nitrato, surfactantes e fósforo. Em relação aos reatores em batelada sequencial, as melhores remoções de DQO e surfactantes foram observadas no efluente do L2, enquanto o L1 apresentou melhores resultados na remoção de nitrato, nitrito, amônia e fósforo. Embora os reatores tenham apresentado percentuais expressivos de remoção, os resultados encontrados diferem dos obtidos nos reatores em batelada agitada. O *Pleurotus ostreatus* mostrou-se um agente promissor para a biorremediação de efluentes laboratoriais, sendo capaz de reduzir a carga de poluentes. Entretanto, a continuidade da pesquisa é essencial para aprimorar as condições operacionais e garantir a conformidade com os padrões ambientais.

Palavras-chave: Micodegradação. Poluentes. Efluente de Laboratório. Fungos.

ABSTRACT

Water pollution caused by laboratory effluents is a concerning issue due to its negative implications for the environment and public health. These effluents contain various chemical substances, including organic compounds, heavy metals, xenobiotics, and others, which can be discharged into the sewage system or the environment without any treatment. This study evaluated the potential of the fungus *Pleurotus ostreatus* in degrading laboratory effluents from the Federal Institute of Education, Science, and Technology of Ceará (IFCE). The research was divided into four stages: (I) Cultivation and spore production of *Pleurotus ostreatus*; (II) Characterization of effluents; (III) Evaluation of the biodegradability efficiency of the effluents using agitated batch reactors with fungal biomass immobilized on glass beads; and (IV) Evaluation of the biodegradability efficiency of the effluents using sequential batch reactors with fungal biomass immobilized on polyethylene foam. For characterization, the effluents collected from each laboratory were mixed in a container and subsequently analyzed. The analyses conducted for effluent characterization included pH, temperature, COD, ammonia, nitrate, nitrite, surfactants, total phosphorus, and VSS. The results showed average COD values of $(3,050.2 \pm 1,626.88 \text{ mg/L})$, surfactants $(1.69 \pm 2.59 \text{ mg/L})$, nitrate $(0.83 \pm 0.67 \text{ mg/L})$, nitrite $(0.06 \pm 0.10 \text{ mg/L})$, ammonia $(1.74 \pm 3.83 \text{ mg/L})$, total phosphorus $(11.6 \pm 0.07 \text{ mg/L})$, VSS $(96 \pm 113.3 \text{ mg/L})$, and pH (5.88 ± 5.91) for the effluent from Laboratory 1 (L1). Similarly, for Laboratory 2 (L2), the recorded levels were COD $(4,771.81 \pm 6,023.09 \text{ mg/L})$, surfactants $(1.16 \pm 0.86 \text{ mg/L})$, nitrate $(0.91 \pm 0.33 \text{ mg/L})$, nitrite $(0.67 \pm 1.29 \text{ mg/L})$, ammonia $(0.02 \pm 0.018 \text{ mg/L})$, total phosphorus $(5.8 \pm 0.0 \text{ mg/L})$, VSS $(53.5 \pm 52.23 \text{ mg/L})$, and pH (4.34 ± 3.48) . In stage III, agitated batch reactors were used, including control reactors (CR), reactors with fungi (FR), and reactors with fungi and glucose (FRG). The FRG achieved maximum removal rates for COD (51%), nitrate (88%), ammonia (76%), surfactants (63%), and phosphorus (74%), followed by the FR with COD (70%) and surfactants (57%) for the L1 effluent during the analysis period. For the L2 effluent, the FR presented even more significant results, with maximum removals of COD (86%), nitrate (89%), surfactants (78%), and phosphorus (57%), followed by the FRG with COD (54%), ammonia (34%), and phosphorus (43%). In stage IV, the best results obtained for the L1 effluent included maximum reductions of COD (20.1%), nitrate (37.25%), nitrite (66.7%), ammonia (65.8%), surfactants (83.6%), and phosphorus (52.7%) during the analyzed cycles. For the L2 effluent, the best removals were COD (80.6%) and surfactants (43.5%), maximum values for the analyzed cycles. However, for ammonia, nitrate, nitrite, and phosphorus, no removals were observed. The characterization indicated that

laboratory effluents are highly polluting, presenting elevated levels of certain contaminants. The agitated batch reactors demonstrated that, for the L1 effluent, the FR performed better in COD removal, while the FRG excelled in nitrate, ammonia, surfactant, and phosphorus removal. For the L2 effluent, the FR showed higher efficiency in removing COD, nitrate, surfactants, and phosphorus without the need for an additional co-substrate. The FRG stood out only in ammonia removal, with lower efficiency in removing COD, nitrate, surfactants, and phosphorus. Regarding sequential batch reactors, the best removals of COD and surfactants were observed for the L2 effluent, while the L1 effluent presented better results for nitrate, nitrite, ammonia, and phosphorus removal. Although the reactors showed significant removal percentages, the results differed from those obtained in agitated batch reactors. *Pleurotus ostreatus* proved to be a promising agent for the bioremediation of laboratory effluents, capable of reducing pollutant loads. However, further research is essential to improve operational conditions and ensure compliance with environmental standards.

Keywords: Mycodegradation. Pollutants. Laboratory Effluent. Fungi.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 — Cepa de <i>P. ostreatus</i> crescendo em placa de Petri em meio de cultivo	31
Figura 2 — Esquema das etapas realizadas nesta pesquisa	34
Figura 3 — Vedação das pias do laboratório L1 e do laboratório L2, para coleta dos efluentes	37
Figura 4 — Amostras coletadas dos efluentes L1 e L2	38
Figura 5 — Granalhas de vidro usadas como meio suporte nos reatores com efluente L1 e L2	39
Figura 6 — Esquema do reator montado para o crescimento da biomassa	39
Figura 7 — Reator montado para crescimento da biomassa	40
Figura 8 — Reatores em agitação na incubadora de bancada	42
Figura 9 — Reatores com biomassa fúngica no período de crescimento	44
Figura 10 — Esquema de operação do reator em batelada sequencial	46
Figura 11 — Reatores em operação com os efluentes dos laboratórios	46
Figura 12 — Estufa microbiológica e contador de colônias	48
Figura 13 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 para remoção de DQO	52
Figura 14 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 para remoção de DQO	54
Figura 15 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 para remoção de nitrato	56
Figura 16 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 para remoção de nitrato	56
Figura 17 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 para remoção de amônia	58
Figura 18 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 para remoção de amônia	58
Figura 19 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 para remoção de surfactante	60
Figura 20 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 para remoção de surfactante	61

Figura 21 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 para remoção de fósforo.....	63
Figura 22 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 para remoção de fósforo.....	63
Figura 23 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 em relação a temperatura.....	65
Figura 24 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 em relação a temperatura.....	65
Figura 25 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 em relação a pH.....	66
Figura 26 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 em relação a pH.....	66
Figura 27 — Percentual de redução obtido no efluente do L1.....	68
Figura 28 — Percentual de redução obtido no efluente do L2.....	69
Figura 29 — Ciclos de análise DQO no reator R1.....	70
Figura 30 — Ciclos de análise pH e temperatura no reator R1.....	71
Figura 31 — Ciclos de análise de fósforo e surfactante no reator R1.....	73
Figura 32 — Ciclos de análise compostos nitrogenados de nitrato, amônia e nitrito no reator R1.....	74
Figura 33 — Ciclos de análise de DQO no reator R2.....	76
Figura 34 — Ciclos de pH e temperatura no reator R2.....	78
Figura 35 — Ciclos de análise de fósforo e surfactante no reator R2.....	80
Figura 36 — Ciclos de análise de nitrato, amônia e nitrito no reator R2.....	83
Figura 37 — Percentuais de reduções obtidos nos reatores R1 e R2 com efluentes do L1 e L2.....	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Padrões de Lançamento para efluentes de qualquer fonte poluidora da Resolução do CONAMA N° 430/11.	32
Tabela 2 — Padrões de Lançamento da Resolução de COEMA N°02/2017.	33
Tabela 3 — Composição química da solução de Vishiniac	35
Tabela 4 — Análises físico-químicas realizadas para caracterização dos efluentes	36
Tabela 5 — Composição do meio de imobilização e de crescimento da biomassa	38
Tabela 6 — Composição do meio de imobilização e de crescimento da biomassa para reator de 4,0 L.....	45
Tabela 7 — Composição do meio Martin	47
Tabela 8 — Dados de concentrações (mg/L) dos parâmetros de caracterização dos efluentes L1 e L2	48

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 — Compilado de estudos sobre a aplicação de fungos na degradação e biotratamento de águas residuais industriais.	28
Quadro 2 — Configuração e composição dos reatores	41
Quadro 3 — Caracterização dos efluentes L1 e L2, nos reatores RC, RF e RFG.....	52
Quadro 4 — Contagem de colônias.....	86

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Químicas de Oxigênio
IFCE	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará
LAB	Laboratório
NBR	Norma Brasileira
PDA	Potato Dextrose Agar
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
PAH	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
TR	Tempo Reacional

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	20
2 OBJETIVOS	22
2.1 Geral	22
2.2 Específicos	22
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	23
3.1 Poluição das águas.....	23
3.2 Efluentes de natureza industrial e laboratorial	24
3.3 Utilização de fungos para a biodegradação de água residual.....	26
3.4 Fungos no tratamento de efluentes	27
3.4.1 A espécie <i>Pleurotus ostreatus</i>	29
3.5 Legislação ambiental.....	32
4 MATERIAL E MÉTODOS	34
4.1 Etapa I - Procedimento utilizado no cultivo e produção da espécie fúngica.....	35
4.2 Etapa II - Caracterização dos efluentes laboratoriais.....	35
4.3 Etapa III - Operação por meio de reatores em batelada agitada utilizando granalhas de vidro como meio suporte.....	37
4.3.1 Coleta do efluente dos laboratórios.....	37
4.3.2 Imobilização do <i>Pleurotus ostreatus</i> em granalhas de vidro	38
4.3.3 Operação dos Reatores em batelada agitada com o efluente L1 e L2 com o fungo <i>Pleurotus ostreatus</i>	41
4.4 Etapa IV - Operação em reatores em batelada sequencial com biomassa fúngica imobilizada em espuma de poliuretano	43
4.4.1 Coleta dos efluentes L1 e L2	43
4.4.2 Montagem dos reatores em batelada sequencial	43
4.4.3 Operação dos reatores em batelada sequencial.....	45
4.4.4 Contagem de colônias.....	47
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
5.1 Caracterização do efluente L1 e L2 etapa II.....	48

5.2 Operação dos reatores (RC), (RF) e (RFG) com efluente L1 e L2 e o fungo <i>Pleurotus ostreatus</i>	52
5.2.1 Percentuais de reduções dos parâmetros obtidos ao final das análises nos reatores em batelada agitada.....	68
5.3 Resultados da Etapa IV dos reatores em batelada sequencial	69
5.3.1 Resultados das análises no Reator R1 referente ao efluente do L1.....	69
5.3.2 Resultados das análises no reator R2 referente ao efluente do L2.....	76
5.3.3 Percentuais de reduções dos parâmetros obtidos ao final das análises nos reatores em batelada sequencial (R1) e (R2)	85
5.3.4 Resultados das contagens de colônias	86
6 CONCLUSÃO.....	87
7 SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS	88
REFERÊNCIAS	89

1 INTRODUÇÃO

A proteção dos recursos hídricos é imprescindível para o desenvolvimento sustentável e para a saúde do homem. Comprometer essas águas, decorrente do descarte de águas residuárias sem tratamento, resulta na sua poluição e conseqüentemente na saúde dos seres vivos. A crescente pressão sobre a demanda de água, as exigências da população para o desenvolvimento de processos mais respeitosos com o meio ambiente têm levado organizações mundiais e regionais a elaborarem regulamentações mais restritivas para o lançamento de poluentes em corpos d'água.

O acúmulo de metais perigosos, pesticidas, xenobióticos, entre outros, na cadeia alimentar e seus efeitos danosos nos seres humanos e animais explicam claramente que seu controle nas águas residuais está cada vez mais restritivo para o lançamento de poluentes em corpos hídricos (HAMZA, *et al.*, 2022).

A disposição correta de efluentes industriais em corpos receptores, necessita de tratamento adequado, para que os níveis de substâncias presentes na sua composição, estejam em conformidade com padrões sanitários, ambientais e legais de lançamento e qualidade, visando à preservação ambiental e à manutenção da integridade dos corpos receptores (CAVALCANTI, 2009).

Nos laboratórios universitários, o gerenciamento de efluentes apresenta desafios significativos devido à ampla variedade de compostos e concentrações variáveis de acordo com a área de pesquisa e o fluxo de trabalho. Essa diversidade torna difícil definir métodos de tratamento eficazes (DE LIMA, *et al.*, 2022), aumentando a preocupação com o lançamento desses efluentes nas redes coletoras e seus potenciais impactos ambientais.

Os efluentes de laboratório são classificados em macro e micropoluentes, de quatro tipos: físicos, químicos, biológicos e radioativos. Juntos, representam uma miríade de classes, tais como corantes, reagentes bioquímicos, hormônios, medicamentos, microrganismos, alimentos, radioisótopos, drogas e plásticos (PREISENDANZ *et al.*, 2021; BILAL *et al.*, 2019; SOPHIA e LIMA, 2018; MACHADO *et al.*, 2017).

Com cada nova pesquisa, novos produtos são utilizados, gerando diferentes tipos de resíduos (ALBERGUINI; SILVA; REZENDE, 2005; PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015). Com um tratamento adequado desses efluentes, os impactos ao meio ambiente e a saúde humana podem ser minimizados.

A escolha do tratamento vai depender do destino do efluente e da qualidade requerida, principalmente pela legislação, que varia para cada país. Para o descarte, a nível nacional,

existem padrões determinados pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA 430/2011 e que abrangem desde condições de lançamento, para pH, temperatura e concentração de óleos e graxas a parâmetros inorgânicos e orgânicos. Entretanto, a nível estadual também pode haver legislações complementares (SANTANA, ALMEIDA, e CALHAU, 2019).

Para garantir que os efluentes atendam a esses padrões, existem diversos sistemas de tratamentos de efluentes, e entre eles, pode-se citar os que empregam processos biológicos. Os microrganismos utilizados nesses processos, incluem os fungos, conhecidos popularmente por bolores, leveduras e cogumelos, sendo um grupo bastante numeroso e podendo ser encontrados em diversos tipos de ambientes. Os fungos apresentam grande importância para o equilíbrio ecológico, uma vez que são decompositores de matéria orgânica, convertendo-a em substâncias mais simples (ROSSETTINI, 2015), que são incorporados nos ciclos elementares do carbono, nitrogênio e enxofre. O mecanismo de ação dessa conversão é pela liberação de enzimas, que transformam macromoléculas em segmentos menores, permitindo que sejam consumidos (FECHINI, 2013).

A utilização biotecnológica de organismos vivos, tais como os fungos, para remover ou reduzir poluentes no ambiente é uma alternativa eficaz e adequada do ponto de vista ambiental, quando comparada aos processos químicos e físicos utilizados na recuperação de áreas contaminadas (ROSA, 2018). Esses processos biológicos se destacam por serem mais sustentáveis, uma vez que envolvem microrganismos ou enzimas produzidas por eles que consomem poluentes e geram produtos biodegradáveis (SANTOS, 2024). Além disso, as vantagens desses métodos incluem menores custos e uma infraestrutura mais simples, quando comparados aos processos físico-químicos (ADANE; ADUGNA; ALEMAYEHU, 2021).

Esta pesquisa vem ao encontro de conhecer características de efluentes laboratoriais do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), e por conseguinte buscar uma tecnologia capaz de degradar essas águas residuárias, antes de adentrarem ao sistema de esgotamento ou serem dispostos no meio ambiente.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a eficiência do fungo *Pleurotus ostreatus* na degradação de efluentes laboratoriais por meio de reatores em batelada.

2.2 Específicos

- ✓ Cultivar e produzir fungo *Pleurotus ostreatus*;
- ✓ Caracterizar e avaliar o potencial poluente dos efluentes laboratoriais, denominados L1 e L2 por meio de análises físicas e químicas.
- ✓ Verificar a biodegradabilidade dos efluentes laboratoriais por meio de reatores em batelada agitada, imobilizados em gralhas de vidro e inoculados com *Pleurotus ostreatus*;
- ✓ Verificar a biodegradabilidade dos efluentes por meio de reatores em batelada sequencial com biomassa fúngica imobilizada em espuma de poliuretano.
- ✓ Verificar a eficiência do tratamento em relação à legislação vigente.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Poluição das águas

A poluição das águas é um problema ambiental global causado pelo despejo inadequado de poluentes em corpos d'água, como rios, lagos e oceanos. Essa poluição pode ter várias fontes, incluindo esgoto doméstico, efluentes industriais e laboratoriais, produtos químicos agrícolas e resíduos plásticos. Os impactos da poluição das águas são significativos e incluem a contaminação da água, a degradação dos ecossistemas aquáticos, a ameaça à vida marinha e a eutrofização. Ademais, a contaminação hídrica não apenas compromete a qualidade da água potável, mas também acarreta implicações para a saúde humana.

Para enfrentar esse problema, são necessárias regulamentações rigorosas, tecnologias de tratamento eficazes, conscientização pública e práticas sustentáveis. A proteção dos recursos hídricos é essencial para preservar o meio ambiente e garantir um futuro sustentável para as próximas gerações. Segundo Ribeiro e Rooke (2010), o crescimento urbano desordenado, em conjunto com o desenvolvimento industrial e das atividades agrícolas geram as principais causas da poluição das águas subterrâneas. As atividades domésticas, industriais e comerciais geram resíduos poluentes característicos que, influenciam de diferentes formas a qualidade da água (RIOS, 2021).

A descarga de poluentes causa poluição orgânica generalizada, poluição tóxica e eutrofização, juntamente com uma grave destruição ecológica (MIAO *et al.*, 2012), bem como efeitos negativos à saúde humana. Como exemplo, tem-se conexões entre poluição da água e doenças agudas transmitidas pela água, que incluem hepatite, cólera, disenteria, criptosporidiose, giardíase, diarreia e febre tifoide (CUTLER e MILLER, 2005; ROUSHDY *et al.*, 2012), além do risco de doenças cancerígenas (LU *et al.*, 2015).

Um estudo da China mostrou os efeitos da poluição industrial das águas e as regulamentações ambientais relacionadas à poluição da água nos resultados de saúde individuais. E os resultados revelaram uma relação negativa entre a poluição da água e resultados de saúde, os efeitos para a saúde variaram entre os elementos encontrados na poluição da água, porém os metais pesados tiveram efeitos maiores na saúde mental, mas não na saúde física instantaneamente (WANG e YANG, 2016).

Conforme o Cheng (2003), uma possível explicação para esta diferença entre os efeitos na saúde mental e saúde física é que embora os impactos negativos do metal pesado sejam bem conhecidos, os contaminantes de metais pesados podem não ser instantaneamente negativos em

influenciar a saúde física, até que o metal pesado se acumule no corpo humano a um limite e tenham efeitos de longo prazo sobre a saúde física.

De acordo com Olukanni *et al.*, (2014), há cerca de 2.2 milhões de morte anualmente em países em desenvolvimento devido a doenças transmitidas pela água. As águas residuárias, não tratadas ou tratadas inadequadamente, que chegam aos corpos hídricos receptores (CHR) contribuem significativamente para sua poluição e consequentemente para saúde humana.

3.2 Efluentes de natureza industrial e laboratorial

Os esgotos industriais são resíduos líquidos resultantes das atividades das indústrias, que frequentemente contêm uma variedade de substâncias tóxicas, produtos químicos, metais pesados e poluentes orgânicos. Dentre esses destacamos os esgotos industriais de efluentes laboratoriais, estes são ricos em compostos orgânicos e inorgânicos que fazem deles potenciais poluidores ambientais. São caracterizadas por pH extremamente baixos, alta DQO, metais pesados e sulfato (ALVES, 2002). Os laboratórios científicos lidam com uma variedade de resíduos, muitos dos quais são descartados sem o devido cuidado. A composição dos resíduos de laboratório de instituições acadêmicas é complexa e varia constantemente dependendo das atividades e cursos oferecidos ao longo do ano, como geral, analítico, orgânico e físico-química (BERTINI e CI-CERONE, 2009; de SOUZA e TENUTA, 2010). Esses resíduos contêm materiais perigosos importantes, como metais, solventes, ácidos, bases e oxidantes. Sua toxicidade como mistura é desconhecida (RODRIGUESZ *et al.*, 2020). No entanto esses efluentes são lançados na rede coletora e com isso contribuem para a poluição dos recursos hídricos por esgotos industriais que é um problema ambiental de grande relevância em todo o mundo.

Muitos estudos nas áreas físico-química e biológica têm sido desenvolvidos para mitigar o potencial poluidor das águas residuais industriais, incluindo aquelas provenientes de laboratórios. A fiscalização para o cumprimento da legislação é feita de forma rigorosa sobre as atividades de grandes geradores, tais como as indústrias. No entanto, pequenos geradores, tais como instituições de ensino e de pesquisa, laboratórios de análises bioquímicas e físico-químicas, geralmente não sofrem as mesmas exigências (RAMM, DORSCHIED e PASSOS, 2018).

Apesar de serem potenciais poluidores, os efluentes gerados em laboratórios de pesquisa, quando descartados sem tratamento na rede coletora, podem impactar o meio ambiente e a saúde pública devido aos reagentes utilizados. A falta de um programa de

gerenciamento ou de um tratamento prévio na maioria das instituições de ensino e pesquisa acarreta um descarte pouco consciente dos materiais residuais, por meio de pias dos laboratórios ou mesmo em lixos comuns (DE LIMA *et al.*; 2022). Embora a quantidade de efluentes gerados por laboratórios seja menor em comparação com a indústria, os órgãos ambientais tratam esses resíduos como atividades não impactantes, resultando em uma fiscalização reduzida. Isso contribui para um gerenciamento inadequado, levando ao descarte direto nas pias e à eventual contaminação dos oceanos através das redes de esgoto (PINHEIRO GOMES, 2017). Entretanto, já existem iniciativas voltadas para o desenvolvimento de soluções eficazes no gerenciamento e tratamento desses resíduos, visando minimizar seus impactos ambientais.

No estudo de Pereira e Brito (2018), foi avaliada a eficiência da integração de tecnologias de coagulação/floculação, processo oxidativo avançado (reação de Fenton) e filtração lenta para tratar resíduo líquido laboratorial apresentando compostos da indústria cosmética e têxtil. A integração das tecnologias de tratamento foi capaz de remover 75,27% de DQO e 94,12% de fenóis totais. Além disso, a conjugação dos processos permitiu remoção de COT de 87,58%.

Na pesquisa de Alves *et al.*, (2005) foi caracterizado o efluente de um laboratório de análise químicas e proposto um tratamento combinado. Estudou-se o tratamento físico-químico para reduzir os efeitos inibitórios exercidos por pH extremamente baixos, elevada DQO, metais pesados e sulfato presentes. Em seguida, foi avaliada uma sequência de tratamento (físico-químico/biológico). Os resultados mostraram remoções de DQO, sulfato e metais pesados de 60%, 23% e 78% a 100%, respectivamente, para 30% de efluente na alimentação do reator.

Segundo Rodrigues e Moreira (2016), não se encontra nenhuma definição para resíduos químicos de laboratório na legislação ambiental brasileira, tampouco existe uma legislação específica para resíduos químicos em instituições de ensino e pesquisa. Desta forma, é aconselhável que estas instituições também cumpram a legislação existente para as indústrias, baseando-se na natureza da atividade, independentemente das quantidades geradas (JARDIM, 2018).

Entretanto, a realização de um estágio inicial de pré-tratamento dos efluentes é fundamental para garantir que sejam lançados de forma adequada na rede coletora de esgoto. Nesse contexto, a caracterização e o tratamento apropriado dos efluentes laboratoriais tornam-se indispensáveis, assegurando sua viabilidade para o despejo na rede coletora. Isso deve ser feito em conformidade com os requisitos estabelecidos pela norma vigente para o lançamento de esgotos industriais.

3.3 Utilização de fungos para a biodegradação de água residual

A biodegradação é um processo natural em que enzimas catalisam a conversão de compostos orgânicos em compostos simples. Muitas espécies de fungos produzem enzimas que catalisam a degradação de compostos fenólicos e recalcitrantes e, de modo similar, podem ser capazes de degradar moléculas de corante, como já foi evidenciado por vários trabalhos através de diferentes metodologias (KHAN *et al.*, 2023; MISHRA; MAITI, 2019).

Esse processo envolve o uso de microrganismos, como fungos, plantas, algas e bactérias. A estrutura molecular do material em questão e a presença de enzimas capazes de degradá-lo afetam diretamente seu potencial biodegradativo no ambiente. Deste modo, considerando os microrganismos citados, a biotecnologia aponta os fungos como os mais eficientes na degradação de compostos químicos devido à alta capacidade de recuperação de ambientes poluídos (BRUSCATO, 2011). A família de fungos pode revelar-se a melhor e ideal candidata para a mitigação da poluição nos próximos anos devido ao seu crescimento em resíduos e substratos baratos (BHATTACHARYA *et al.*, 2020). Os fungos são abundantes na natureza e podem ser facilmente cultivados em laboratório, reduzindo a necessidade de infraestrutura dispendiosa. Também podem ser combinadas com outras estratégias corretivas para aumentar a sua eficácia (DEY *et al.*, 2020). Além disso, ganham destaque por possuir algumas características peculiares, como tolerância a concentrações elevadas de produtos tóxicos, capacidade de crescer em condições ambientais de estresse e suportarem ambientes pobres de nutrientes (RODRIGUES *et al.*, 2017).

O emprego de fungos no tratamento de efluentes começou a ser estudado no final do século passado, tendo ocorrido nas duas últimas décadas um incremento nas pesquisas de biodegradação. Eles têm sido usados em várias pesquisas por serem considerados biodegradadores eficientes de moléculas como: fenol, benzeno, tolueno, xileno e pesticidas (BENEVIDES e MARINHO, 2015).

Os fungos representam uma alternativa favorável e eficaz para biorremediação, visto que a maioria deles usa um sistema enzimático extracelular que é capaz de romper substâncias aromáticas presentes nesse tipo de molécula, além de degradar substâncias como pesticidas,

hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH) e lignina, por exemplo (PRZYSTAS, 2015).

3.4 Fungos no tratamento de efluentes

Os fungos são microrganismos com ampla importância industrial, sendo empregados nas indústrias alimentícia, farmacêutica e tratamento biológico de efluentes. (DE ABREU; ROVIDA; PAMPHILE; 2015). Devido às suas características e potencialidades, os fungos vêm ganhando evidência, nos processos biotecnológicos (GUIMARÃES *et al.*, 2018). Os fungos têm revelado uma capacidade para mitigar diversos componentes tóxicos presentes em efluentes industriais. Essa capacidade de remover uma ampla variedade de compostos está associada ao fato de que esses microrganismos conseguem produzir uma alta gama de enzimas inespecíficas que atuam na degradação de diversas substâncias poluentes. Em razão disso, as culturas fúngicas formam sistemas promissores para a utilização em processos de biotransformação para diversos tipos de compostos, incluindo resíduos sólidos ou águas residuais (efluentes) (AKHTAR; MANNAN, 2020; MORE *et al.*, 2010).

Dessa forma diferentes fungos filamentosos têm sido utilizados em processos de biorremediação de efluentes industriais, em especial fungos lignolíticos, pois, eles conseguem oxidar uma variedade de estruturas aromáticas, presentes na lignina pela ação de enzimas como lignina peroxidases, peroxidases dependentes de manganês e lacases (HASS *et al.*, 2020). Essas enzimas apresentam potencial de uso na remediação dos efluentes (ARDILA-LEAL *et al.*, 2021; FERREIRA-SILVA *et al.*, 2022). Os fungos estão classificados e distribuídos entre os Filo Chytridiomycota, Filo Zygomycota, Ascomycota, Basidiomycota e no grupo Deuteromycetes, que representa a forma conidial de Ascomycota e Basidiomycota (TEIXEIRA *et al.*, 2011). Dentre eles, o Filo Ascomycota destaca-se pela quantidade de espécies de fungos, tendo representantes leveduriformes (unicelulares), filamentosos (com hifas septadas) e até mesmo dimórficos (TORTORA, *et al.*, 2016).

A capacidade dos microrganismos em degradar compostos orgânicos é cientificamente reconhecida e tem sido explorada em processos de tratamento biológico de águas residuais, bem como em processos que envolvem descoloração e metabolismo de compostos recalcitrantes. Sem dúvida, os fungos Basidiomycota com as suas grandes baterias de enzimas ligninolíticas, entre os diferentes tipos de fenol oxidases com as suas amplas gamas de substratos e com os seus genomas expandidos, mas pouco explorados apresentam um excelente potencial “verde” para lidar com muitos tipos problemáticos de poluição (KÜES, 2015). Uma grande variedade de fungos, principalmente a espécie *Aspergillus niger* tem sido utilizado em trabalhos experimentais de biotratamento de águas residuais de efluentes industriais, como estratégias de

descoloração, mineralização, processamento ou degradação de diversos compostos naturais ou sintéticos.

O Quadro 1 mostra alguns processos e fungos utilizados por diversos autores.

Quadro 1 — Compilado de estudos sobre a aplicação de fungos na degradação e biotratamento de águas residuais industriais.

Autores	Microrganismos	Aplicações
Álamo et al. (2022)	Consórcio de fungos (Basidiomycota e Ascomycetes) e bactérias (Beta-proteobacteria, Firmicutes e Acidobacteria	Tratamento biológico fúngico de um efluente hospitalar
Arunprasath et al. (2019)	Lasiodiplodia sp	Biodegradação do corante verde malaquita
Diaz et al. (2021)	Phanerochaete chrysosporium	Tratamento do efluente líquido da digestão de lodo de esgoto
Hosseine et al. (2022)	Aspergillus niger, Aspergillus flavus e Penicillium digitatum	Tratamento de efluente de uma indústria de reciclagem de papelão
Heinz et al. (2019)	Pleurotus ostreatus EB 016	Biorremediação de um efluente da indústria de laminados de madeira
Mishara (2020)	Penicillium sp.	Remoção de metais de águas residuárias altas concentrações de cobre e zinco
Padri (2022)	Aspergillus niger	Remoção adicional de fósforo em águas residuais
Rajput et al. (2022)	Alternaria sp., Aspergillus sp. e Fusarium sp.	Tratamento de efluentes lácteos
Rosa et al. (2022)	Lentinus crinitus 154L.21	Remoção de metais de efluentes de curtumes e indústrias galvânicas
Selim et al. (2021)	Aspergillus flavus e Fusarium sp Marasmiellus sp.	Descoloração de efluentes têxteis brutos
Vieira et al. (2021)	Consórcio CBMAI 1062, Bacillus subtilis CBMAI 707 e Dietzia marisCBMAI 705	Desintoxicação/descoloração do corante sintético azul brilhante de remazol

Fonte: Autora (2024).

3.4.1 A espécie *Pleurotus ostreatus*

O fungo *Pleurotus* são basidiomicetos que se destacam na degradação de compostos orgânicos de natureza recalcitrante, como derivados de lignina e compostos fenólicos (KIST *et al.*, 2020). É popularmente conhecido como cogumelo ostra ou cogumelo gigante, sendo também conhecido pelos asiáticos como Shimeji ou Hiratake (SILVA, 2018). Pertencente à classe Basidiomycetes, subclasse Hollobasidiomycetidae, ordem Agaricales e família Pleurotaceae, o gênero *Pleurotus* consiste em mais de 200 espécies saprófitas distribuídas em todo o mundo, em ambientes temperados e tropicais (PATEL *et al.*, 2012; GOMES-CORREA *et al.*, 2016). Exemplos desta espécie incluem *Pleurotus pulmonarius*, *Pleurotus sajor-caju*, *Pleurotus floridae* e *Pleurotus ostreatus*. Estes dois últimos são conhecidos como “shimeji” e contêm elevadas quantidades de proteínas, carboidratos, minerais, vitaminas e baixo teor de gordura, sendo muito importantes comercialmente (MAITY *et al.*, 2011; WANG *et al.*, 2015).

O *pleurotus* está dentro do grupo de fungos da podridão branca, esses fungos são responsáveis pela degradação da lignina na madeira que a torna opaca e com uma coloração esbranquiçada devido à degradação de seus pigmentos naturais, o que pode ser detectado através de linhas escuras presentes entre as áreas afetadas e não afetadas (ALCÂNTARA *et al.*, 2022). Macrofungos de podridão branca, como *Pleurotus ostreatus* e *trametes versicolor*, liberam diversas enzimas, como Lacase (E.C. 1.10.3.2), que funcionam como agentes de biodegradação para quebrar materiais lignocelulósicos em moléculas mais simples e, ao fim do processo degradativo, provocam um aspecto esbranquiçado, esponjoso e fibroso no substrato decomposto (ALVES, 2023).

Dentro dos grupos de fungos com capacidade de degradar a lignina, os fungos de podridão branca são os únicos organismos reportados com capacidade de mineralizar completamente a lignina em CO₂ e H₂O (CULLEN, 2014). Essa espécie de fungo é encontrada com facilidade nas florestas brasileiras, geralmente em troncos de árvores debilitadas ou mortas (CAMPOS *et al.*, 2010). Outra característica é que estes são capazes de degradar hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP), policlorobifenilos (PCB) e clorofenóis, e por este motivo tem sido empregado para a biorremediação de sítios contaminados e no tratamento de águas residuárias pela sua capacidade de degradar uma ampla variedade de compostos orgânicos persistentes e absorver muitos metais pesados (PESCIAROLI, 2013).

Os fungos apresentam um metabolismo enzimático capaz de decompor poluentes tóxicos e demonstram uma notável resistência ao estresse ambiental causado por esses

compostos. Portanto, esses fungos se destacam como candidatos promissores para a utilização em processos de biodegradação e biorremediação de áreas contaminadas por xenobióticos.

O *Pleurotus* é um fungo ligninolítico que tem sido bastante estudado quanto à degradação de poluentes e que apresenta um elevado potencial para utilização em processos de biorremediação (PEREIRA, 2011). Em alguns estudos foram avaliados a eficácia do *Pleurotus ostreatus* em tratamentos biológicos de efluentes industriais.

Heinz *et al.*, (2019) avaliaram o potencial de biorremediação de um efluente da indústria de laminados de madeira pelo fungo *Pleurotus ostreatus* EB 016 em combinação do processo biológico com o processo avançado de oxidação fotoFenton. O estudo demonstrou que o fungo ligninolítico *Pleurotus ostreatus* EB 016 foi altamente eficaz no tratamento biológico de um efluente industrial derivado do processo da laminação da madeira. O fungo foi capaz de remover altas concentrações de fenóis totais e reduzir a DQO. O tratamento biológico em biorreator air-lift foi capaz de promover a remoção de 87% de DQO e 72,8% de fenóis totais, reduzindo a cor do efluente em 36,4% ao final dos 40 dias de tratamento. A combinação do tratamento fúngico no biorreator air-lift com a oxidação foto-Fenton demonstrou alta eficiência de detoxificação, com remoção de 92% do teor total de fenóis e redução de 99% da DQO.

Doi *et al.*, (2021) também investigaram a capacidade de *Pleurotus ostreatus* e *Pycnoporus spp.* em descolorir corantes em meios líquidos suplementados com glicose e extrato de levedura. Os experimentos realizados a 28°C e 180 rpm mostraram que *Pleurotus ostreatus* conseguiu descolorir 87,97% do corante Remazol Brilliant Orange, superando a performance de *Pycnoporus spp.*, que alcançou apenas 35,60%. Em relação ao Remazol preto intenso, *Pleurotus ostreatus* obteve uma descoloração de 63,88%, enquanto *Pycnoporus spp.* alcançou 43,93%. Indicando uma melhor performance dos tratamentos com o *Pleurotus ostreatus*.

Pleurotus ostreatus e *Phanerochaete chrysosporium* são os fungos de podridão branca que mais se destacam pela capacidade de degradar compostos lignolíticos, principalmente no tratamento de efluentes da indústria madeireira como licor negro, efluente kraft, ECF, entre outros (SCHERER, 2022). Os fungos da podridão branca possuem um sistema enzimático complexo único, composto por enzimas como peroxidases de manganês, lignina peroxidases, lacases, entre outras, que têm sido cada vez mais estudadas nos mais diversos processos de biorremediação como na bio sorção de metais, no tratamento de contaminantes por hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), na degradação de compostos desreguladores endócrinos e na descoloração/degradação de corantes em efluentes têxteis (ORZECOWSKI *et al.*, 2018).

Por outro lado, as atividades industriais têm gerado novos desafios devido à necessidade de eliminação de resíduos tóxicos provenientes dos subprodutos gerados. A eliminação destes produtos é atualmente uma das questões mais importantes no controle da poluição, o que tem levado os pesquisadores a buscarem novas técnicas e ferramentas mais poderosas visando a remoção desses compostos do meio ambiente (ANDRADE, 2003).

Embora existam diversas tecnologias que utilizam processos físicos e/ou químicos para a descontaminação de ambientes poluídos, o processo biológico de biorremediação é uma alternativa ecologicamente mais adequada e eficaz para o tratamento de ambientes contaminados com moléculas de difícil degradação e metais tóxicos (GAYLARD, BELLINASSO e MANFIO, 2005). Esse tratamento biológico utiliza uma vasta gama de microrganismos para desintoxicar, reduzir, degradar, mineralizar ou transformar poluentes mais tóxicos ou instáveis em formas que se adequem aos padrões dados pelos órgãos ambientais. A eficiência do processo de bioremediação de poluentes depende principalmente das características dos poluentes (SANTOS, 2023). Este processo é referido como o método mais eficiente, econômico e ecológico, sendo assim uma alternativa adequada (PATEL *et al.*, 2022).

Porém, conhecer o efluente cujos métodos de tratamento serão utilizados, bem como as espécies e gêneros de fungos, que são mais eficazes na degradação de compostos e contaminantes deste efluente, facilita o processo, produzindo eficiência no tratamento.

Figura 1 — Cepa de *P. ostreatus* crescendo em placa de Petri em meio de cultivo



Fonte: Autora (2024).

3.5 Legislação ambiental

No Brasil, os parâmetros para lançamento de efluentes em meios aquáticos, são regulamentados pela resolução Conama 357/2005, que foi complementada e alterada pela resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2011).

A legislação CONAMA 430/2011, estipula parâmetros físicos e químicos para o descarte de efluentes. Determina também, que qualquer lançamento de efluente não deverá causar ou possuir efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, devendo os testes de ecotoxicidade utilizar organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes, sendo que, os critérios de ecotoxicidade devem ser estabelecidos pelos órgãos estaduais competentes (BRASIL, 2011).

De acordo com o Art. 24 da Resolução 357/2005 e Art. 16 da Resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nessas resoluções (BRASIL, 2005; BRASIL; 2011). Esses padrões estabelecidos pelo CONAMA para lançamento estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1 — Padrões de Lançamento para efluentes de qualquer fonte poluidora da Resolução do CONAMA Nº 430/11.

Parâmetro	Padrão CONAMA 430/11
pH	entre 5 e 9
Temperatura	inferior a 40°C
Materiais sedimentáveis	até 1 mg/L
DBO5	remoção mínima de 60%
Óleos e graxas minerais	até 20 mg/L
Óleos vegetais e gorduras animais	até 50 mg/L
Materiais flutuantes	Ausentes

Fonte: CONAMA (2011).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA 430/2011 não apresenta valores de lançamento para demanda química de oxigênio (DQO), entre outros parâmetros, porém a resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente do Ceará, COEMA, através da Resolução COEMA Nº02/2017, estabelece parâmetros de DQO entre outros não especificado pelo CONAMA.

A Tabela 2, mostra os valores de alguns parâmetros, estabelecido pelo COEMA N°02/2017, que diz que os efluentes não sanitários somente poderão ser lançados no sistema coletor das operadoras de serviço de esgoto desde que obedeçam às condições e padrões previstos no Art.24.

Tabela 2 — Padrões de Lançamento da Resolução de COEMA N°02/2017.

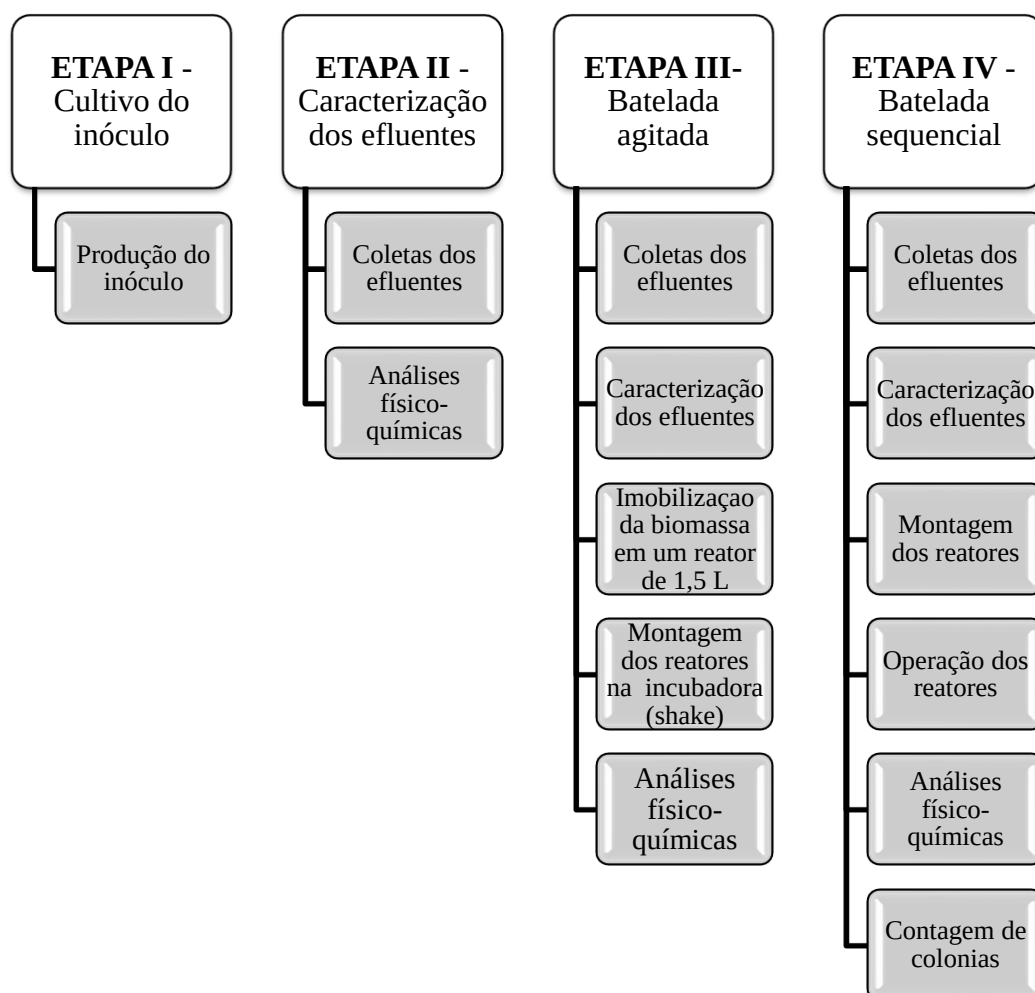
Parâmetro	Padrão COEMA 02/17
pH	6 - 10
DQO	até 600 mg/L
Nitrato	-
Nitrito	-
Sol. Sedimentáveis	até 10 mg/L
Sol. Suspensos Totais	até 150 mg/L
Temperatura	< 40°C
Materiais flutuantes	Ausentes

Fonte: COEMA (2017).

4 MATERIAL E MÉTODOS

Esta pesquisa foi realizada com efluentes gerados em dois Laboratório do IFCE – L1 e L2. O aparato experimental foi realizado no laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM). A pesquisa abrangeu quatro etapas: Cultivo do inóculo e produção do *Pleurotus ostreatus* (I); (II); Operação em batelada agitada utilizando granalhade vidro como meio suporte (III); Avaliação da biodegradabilidade dos efluentes laboratoriais em reatores em batelada sequencial com biomassa fúngica imobilizada em espuma de poliuretano (IV). As etapas realizadas na pesquisa estão apresentadas na Figura 2.

Figura 2 — Esquema das etapas realizadas nesta pesquisa



Fonte: Autora (2024).

4.1 Etapa I - Procedimento utilizado no cultivo e produção da espécie fúngica

Conforme os procedimentos realizados por Rodrigues e Marinho (2012), o fungo *Pleurotus ostreatus* foi inoculado em forma de disco micelial de 8 mm de diâmetro em placas de Petri estéreis. Foram repicadas 20 placas, com o Potato Dextrose Agar (PDA), para o crescimento do fungo, foram previamente esterilizados a 121°C durante 15 minutos, acrescidos de 1mL.L⁻¹ de solução de Vishiniac (Tabela 3), que se constituiu como fonte de micronutrientes para os fungos, e 0,05 g.L⁻¹ de Megacilin Superplus (antibiótico) para evitar o crescimento bacteriano. Após a inoculação o fungo foi armazenado em uma estufa bacteriológica (25°C) para seu crescimento, por um período total de 10 dias. Após esse período, a solução salina foi adicionada na placa de Petri para retirada dos esporos. Com uso da alça de Drigalski, os micélios e esporos fúngicos foram moderadamente raspados para que os mesmos se soltassem. A solução salina contendo os esporos foi armazenada em tubos do tipo Falcon de 50 mL, os quais foram armazenados a 4°C. Este procedimento foi realizado em capela. Conforme metodologia adaptada de (Voigt, 2019) e (Bakratsas, 2023). Esta suspensão foi então preparada para ser utilizada na etapa subsequente (III).

Tabela 3 — Composição química da solução de Vishiniac

Composição	g/L
EDTA	10,0
ZnSO ₄ .7H ₂ O	4,40
MnCl ₂ .4H ₂ O	1,00
CoCl ₂ .6H ₂ O	0,32
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	0,22
CaCl ₂ .2H ₂ O	1,47
FeSO ₄ .7H ₂ O	1,00

Fonte: Adaptada Bermudez (2018).

4.2 Etapa II - Caracterização dos efluentes laboratoriais

Nesta etapa, realizaram-se as coletas dos efluentes de dois laboratórios do IFCE. As coletas estenderam-se por todo período experimental (Etapas I, II, III e IV). Contudo, para a coleta dos efluentes dessa etapa, vedou-se uma das pias principais, conforme Figura 3 (A) que apresenta a pia vedada utilizando plástico filme PVC e fita isolante com o intuito de impossibilitar que o efluente gerado seguisse para a rede de esgoto. Já a Figura 3 (B) apresenta

a pia com efluente a ser coletado. Os efluentes coletados dos dois laboratórios foram armazenados em galões do tipo bombona, com capacidade de 5L, previamente esterilizados. Para preservar as amostras, estas foram congeladas logo após a coleta, devidamente identificadas com informações sobre a data e o laboratório de origem.

As coletas foram realizadas ao longo de toda a semana, e, ao final de cada período semanal, as amostras armazenadas foram misturadas para obter uma amostra mais homogênea e em seguida caracterizadas. As amostras eram coletadas e submetidas a caracterizações semanais, totalizando cinco caracterizações ao longo de cinco semanas.

O objetivo das caracterizações foi determinar as propriedades físico-químicas dos efluentes a serem tratados. Além disso, a realização de análises semanais permitiu verificar a variação dos efluentes ao longo do tempo, considerando que se tratavam de efluentes sazonais cuja composição dependia das atividades realizadas nos laboratórios de pesquisa.

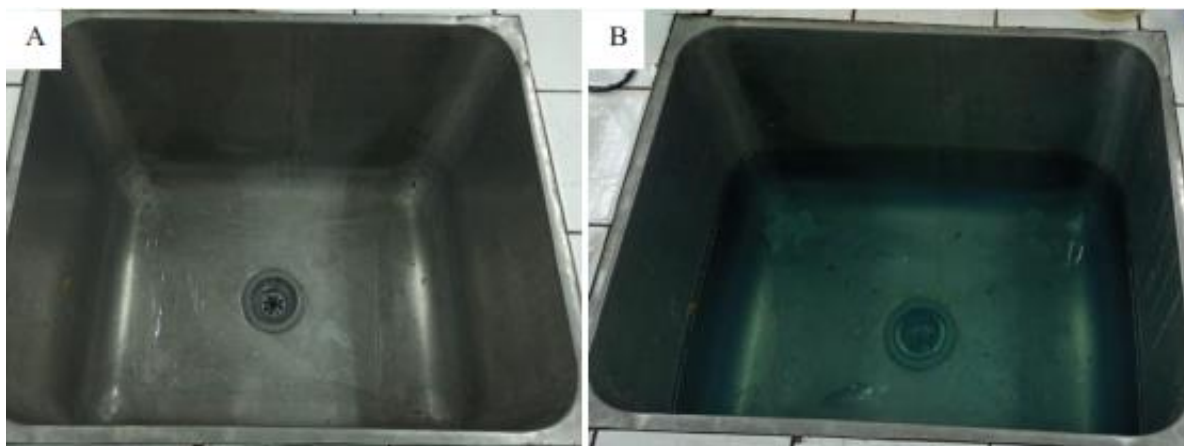
Foram verificados os parâmetros DQO, amônia, nitrato, nitrito, SSV, fósforo, surfactante, pH e temperatura. Todas as análises foram feitas conforme os métodos expostos na Tabela 4.

Tabela 4 — Análises físico-químicas realizadas para caracterização dos efluentes

Parâmetro	Método	Fonte
Amônia	Espectrofotométrico	4500 C. APHA (2023)
Demanda química de oxigênio (DQO)	Espectrofotométrico	5220 C. APHA (2012)
Nitrito	Espectrofotométrico	4500 B. APHA (2012)
Nitrato	Espectrofotométrico	Rodier (1975)
Fósforo Total	Espectrofotométrico	4500-PE APHA (2012)
pH	Potenciométrico	APHA (2012)
Surfactante Aniônico	Espectrofotométrico	JURADO E. <i>et al</i> (2006)
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	Gravimétrico	APHA (2012)
Temperatura	Potenciométrico	APHA (2012)

Fontes: Autora (2024).

Figura 3 — Vedação das pias do laboratório L1 e do laboratório L2, para coleta dos efluentes



Fontes: Autora (2024).

4.3 Etapa III - Operação por meio de reatores em batelada agitada utilizando granelhas de vidro como meio suporte

4.3.1 Coleta do efluente dos laboratórios

Para a Etapa III foram feitas novas coletas, foram coletados 15 litros dos efluentes de cada laboratório (L1 e L2). As coletas eram feitas semanalmente e logo após cada a coletas esses efluentes eram congelados, para no final das coletas serem misturados e caracterizado posteriormente.

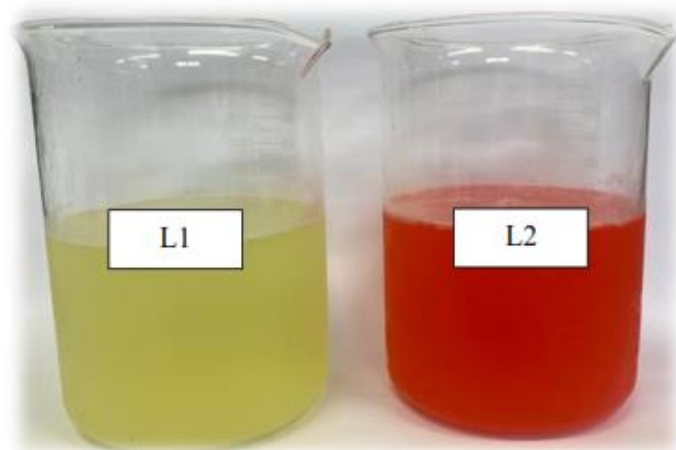
O efluente L1 gerado era decorrente de atividades de pesquisa que utilizavam ácido sulfúrico, ácido clorídrico, EDTA, hidróxido de potássio, azul de metileno, poluentes de diversas análises físico-químicas.

O efluente do L2 era proveniente da lavagem e descontaminação de frascos de estocagem de soluções corante; lavagem de tubos utilizados para coleta de pontos de curva cinética de processo foto-Fenton heterogêneo; processo foto-Fenton heterogêneo para degradação de corante acid red 18.

Logo após as coletas serem finalizadas dos efluentes de cada laboratório, esses efluentes foram misturados em recipientes distintos; e em seguida caracterizados por meio de análises físico-químicas, com o intuito de caracterizar as águas residuárias que seriam trabalhadas.

Na Figura 4 estão apresentadas amostras dos efluentes L1 e L2.

Figura 4 — Amostras coletadas dos efluentes L1 e L2



Fonte: Autora (2024).

4.3.2 Imobilização do *Pleurotus ostreatus* em granelhas de vidro

O reator para crescimento da biomassa de *P. ostreatus* foi montado conforme Bermúdez (2018). Para isso, utilizou-se uma garrafa PET com um volume útil de 1,5 L, na qual foi adicionado o meio de imobilização, um volume de 5,7 ml da suspensão de esporos do *Pleurotus ostreatus* e 30g das granelhas de vidro. Também se adicionou no meio de crescimento a solução de Vishiniac (1mL/L) e o antibiótico Megacilin Super Plus® (0,1 g.L⁻¹) com o intuito de inibir o crescimento de bactérias.

A composição do meio de imobilização e de crescimento da biomassa para o reator de 1,5 L foi de acordo com Andrade (2015), conforme apresentada na Tabela 5.

Tabela 5 — Composição do meio de imobilização e de crescimento da biomassa

Macronutrientes	Imobilização (g)	Crescimento (g)
C ₆ H ₁₂ O ₆	1,125	1,5
NaNO ₃	0,375	1,5
MgSO ₄ .7H ₂ O	0,375	0,375
CaCl ₂ .H ₂ O	0,015	0,015
(NH ₄) ₂ SO ₄	0,75	3,0
KH ₂ PO ₄	0,3	-
K ₂ HPO ₄	-	0,3
H ₂ MoO ₄	0,075	0,075
MnSO ₄	0,075	0,075
Fe ₂ (SO ₄) ₃	0,075	0,075
ZnSO ₄ .7H ₂ O	0,06	0,06
Antibiótico	0,15	0,15

Fonte: Adaptado de Andrade (2015).

Na Figura 5 estão apresentadas amostra das granalhas de vidro, obtidas por moagem de garrafas de vidro, usada como meio suporte nos reatores.

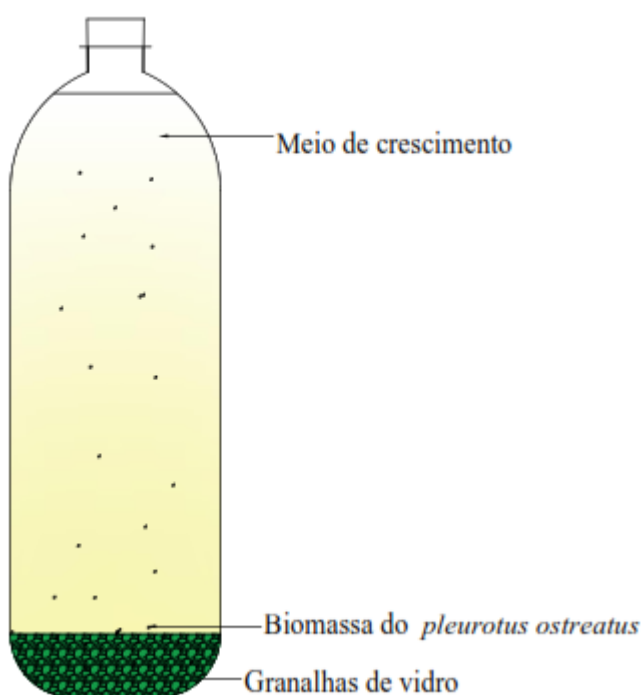
Figura 5 — Granalhas de vidro usadas como meio suporte nos reatores com efluente L1 e L2



Fonte: Autora (2024).

A Figura 6 apresenta o esquema da montagem do reator para o crescimento da biomassa.

Figura 6 — Esquema do reator montado para o crescimento da biomassa



Fonte: Autora (2024).

O reator foi monitorado por um período de 13 dias, até que se constatasse o crescimento da biomassa de forma visual. Nas primeiras 24 h procedeu-se à substituição do meio de imobilização para o meio de crescimento. Posteriormente, a cada dois dias, realizou-se a substituição do meio de crescimento por um novo meio. Ao término dos 13 dias, o reator foi disposto em uma incubadora de bancada por mais 4 dias, mantida a uma velocidade de 150 rpm e em temperatura ambiente, com o objetivo de o fungo aderir às granalhas de vidro, de acordo com a metodologia adaptada de Bermúdez (2018).

Na Figura 7 está apresentado o reator para crescimento da biomassa, na incubadora de bancada.

Figura 7 — Reator montado para crescimento da biomassa



Fontes: Autora (2024).

A confirmação da presença de biomassa foi realizada de forma visual. Contudo, após a agitação, foi notado que a biomassa não aderiu completamente às granalhas de vidro. Mesmo assim, as granalhas de vidro, contendo tanto o fungo disperso quanto parcialmente imobilizado, foram utilizadas na montagem dos reatores subsequentes, os quais foram então colocados na incubadora de bancada.

4.3.3 Operação dos Reatores em batelada agitada com o efluente L1 e L2 com o fungo *Pleurotus ostreatus*

Após a imobilização e o crescimento do fungo *Pleurotus ostreatus* no reator de 1,5 L, o meio de crescimento foi retirado com o auxílio de uma mangueira de silicone, permanecendo apenas a biomassa parcialmente aderida às granelhas de vidro. Em seguida, a garrafa foi cortada, e a biomassa, juntamente com as granelhas, foram pesadas para a montagem dos reatores em batelada agitada conforme metodologia de Bermúdez (2018), realizadas em uma incubadora de bancada modelo CT-712 com agitadores rotatórios, conhecido como shake, com velocidade de 150 rpm, temperatura de $30 \pm 2^\circ\text{C}$. Nesta etapa, os efluente L1 e L2 foram diluídos a 50%, devido a elevada DQO apresentada no efluente bruto L1 (2.330 mg/L) e L2(1.600 mg/L). Foram utilizados um total de 96 Erlenmeyer de 250 mL, com volume reacional de 150 mL, do efluente diluído, montados em duplicatas e divididos em lotes. Sendo, 32 com função de controle, especificamente sem a presença do fungo, apenas com o efluente e as granelhas de vidro (RC), divididos em 16 Erlenmeyer contendo efluente L1 e 16 com efluente L2; outros 32 Erlenmeyer foram montados, sendo 16 com efluente L1 e 16 com efluente L2 acrescidos 0,47 g do meio suporte com o fungo *Pleurotus ostreatus* (RFL1 e RFL2); e mais 32 Erlenmeyer divididos em 16 Erlenmeyer com efluente do L1 e 16 com efluente L2, acrescidos 0,47 g do meio suporte com o fungo *Pleurotus ostreatus* e o auxílio de 0,5 g/L de glicose como cossustrato (RFGL1 e RFGL2). A configuração e composição dos reatores estão apresentadas no Quadro 2.

Quadro 2 — Configuração e composição dos reatores

Efluente	Reator	Composição	Efluente	Reator	Composição
L1	RC	Efluente L1 (50%) + 0,47g de granelha de vidro	L2	RC	Efluente L2 (50%) + 0,47 de granelha de vidro
	RF	Efluente L1 (50%) + 0,47 g do meio suporte (granelha de vidro) c/ <i>Pleurotus ostreatus</i>		RF	Efluente L2 (50%) + 0,47g do meio suporte (granelha de vidro) c/ <i>Pleurotus ostreatus</i>
	RFG	Efluente L1 (50%) + 0,47 g do meio suporte (granelha de vidro) c/ <i>Pleurotus ostreatus</i> + 0,5 g/L de glicose		RFG	Efluente L2 (50%) + 0,47g do meio suporte (granelha de vidro) c/ <i>Pleurotus ostreatus</i> + 0,5 g/L de glicose

Fontes: Autora (2024).

Os reatores foram fechados com papel alumínio e TNT (Tecido Não Tecido), a fim de impedir contaminação, e embalados com papel jornal para evitar a fotodegradação.

Os reatores foram mantidos na incubadora de bancada com velocidade de 150 rpm, temperatura de $30 \pm 2^\circ\text{C}$ durante um período de 7 dias, conforme Figura 8. Contudo, os lotes dos reatores de cada tipo (RC, RF, RFG), eram desmontados da incubadora para serem feitas as análises de DQO, nitrato, amônia, fósforo, surfactante temperatura e pH, a cada 24 h, durante os 7 dias.

Figura 8 — Reatores em agitação na incubadora de bancada



Fontes: Autora (2024).

4.4 Etapa IV - Operação em reatores em batelada sequencial com biomassa fúngica imobilizada em espuma de poliuretano

4.4.1 Coleta dos efluentes L1 e L2

Na Etapa IV, foram realizadas novas coletas semanalmente em cada laboratório. A cada ciclo, um novo efluente era adicionado ao reator, e as coletas eram realizadas simultaneamente. As amostras coletadas foram armazenadas em bombonas de 5 L previamente esterilizadas, devidamente identificadas com os dados e o laboratório de origem. Após a coleta, as amostras foram congeladas e, posteriormente, misturadas em um recipiente para caracterização, sendo então utilizadas em um novo ciclo dentro do reator.

O efluente L1 foi proveniente das atividades de pesquisas em andamento, durante o período de coleta, como wetlands construídos de fluxo de maré (tidal-flow) no tratamento de água cinza, remoção biológica de paraquat por consórcio fúngico e uso do *Aspergillus niger* para remover BTEX em meio salino.

O efluente L2 coletado foi decorrente da lavagem das vidrarias utilizadas nas análises realizadas durante o período de coleta. As atividades de pesquisa incluíam estudos sobre poluição atmosférica, tratamento de água de lagoas urbanas por processos combinados de coagulação, floculação, decantação e adsorção, além do tratamento de efluentes de corantes da indústria têxtil.

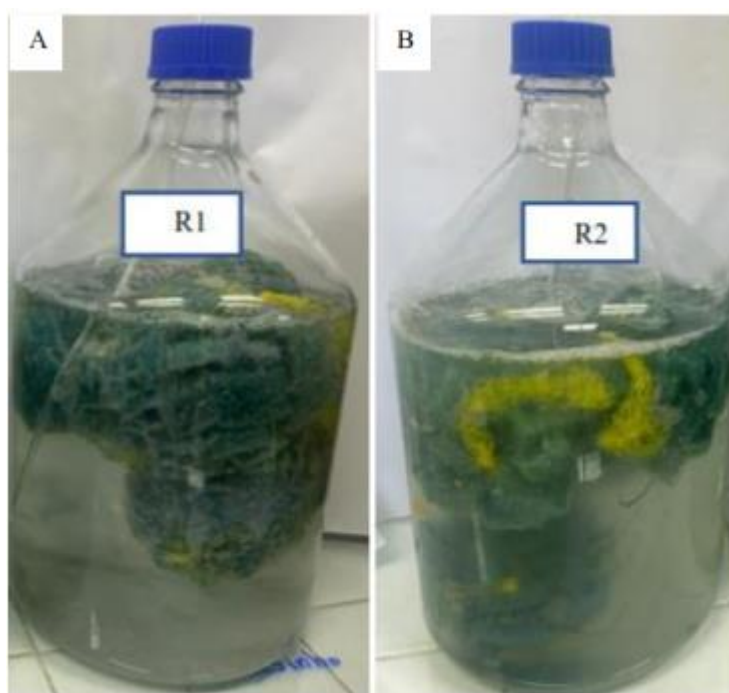
4.4.2 Montagem dos reatores em batelada sequencial

Para a montagem dos reatores em batelada sequencial, foram utilizados dois frascos de vidro tipo Duran, com capacidade de 5 L e volume útil de 4 L, cada. Para a imobilização da espécie fúngica, foram empregados 15 g de espuma de poliuretano em cada reator. Os blocos de espuma foram cortados em cubos com 1 cm de aresta, lavados com água corrente e sabão, e, em seguida, secos em estufa a aproximadamente 80°C por 3 h.

A seguir, os cubos de poliuretano foram colocados em sacos de polietileno e esterilizados em autoclave por 20 minutos, juntamente com o meio basal de nutrientes necessário para a imobilização da biomassa. O meio basal foi enriquecido com uma solução de Vishniac (1 mL/L) e o antibiótico Megacilin Super Plus® (0,1 g/L), conforme recomendado por Rodrigues (2006). Os reatores foram denominados como R1 contendo efluente L1 e R2 contendo efluente L2.

Após a esterilização, foram inseridos em cada reator duzentos discos miceliais de 8 mm de diâmetro do fungo *Pleurotus ostreatus*, seguindo a metodologia de Ottoni (2012). A aeração dos reatores foi iniciada somente 24 h após a inoculação dos discos, permitindo assim que estes se fixassem adequadamente ao meio suporte. A aeração nos reatores foi realizada com mini compressores de ar. A troca do meio basal para imobilização foi realizada após 24 h. Em seguida, foi utilizado o meio de crescimento, que foi trocado a cada 2 dias até que a presença da biomassa fosse visivelmente observada nos reatores. A Figura 9 (A) mostra o crescimento da biomassa no efluente L1, enquanto a Figura 9 (B) mostra o crescimento da biomassa no efluente do L2. A composição do meio de imobilização e crescimento seguiu as diretrizes descritas por Andrade (2015), conforme detalhado na Tabela 6.

Figura 9 — Reatores com biomassa fúngica no período de crescimento



Fontes: Autora (2023).

Tabela 6 — Composição do meio de imobilização e de crescimento da biomassa para reator de 4,0 L.

Macronutrientes	Imobilização (g)	Crescimento (g)
$C_6H_{12}O_6$	3,0 g	4,0 g
$NaNO_3$	1,0 g	4,0 g
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	1,0 g	1,0 g
$CaCl_2 \cdot H_2O$	0,04g	0,04 g
$(NH_4)_2SO_4$	2,0 g	8,0 g
KH_2PO_4	0,8 g	-
K_2HPO_4	-	0,8 g
H_2MoO_4	0,2 g	0,2 g
$MnSO_4$	0,2 g	0,2 g
$Fe_2(SO_4)_3$	0,2 g	0,2 g
$ZnSO_4 \cdot 7H_2O$	0,16 g	0,16 g
Antibiótico	0,4 g	0,4g

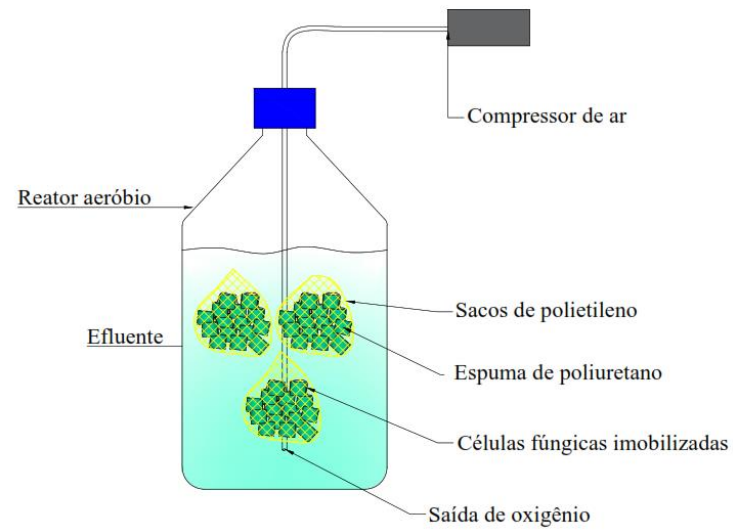
Fonte: Adaptado de Andrade (2015).

4.4.3 Operação dos reatores em batelada sequencial

Após um período de 15 dias de crescimento da biomassa, os efluentes laboratoriais foram introduzidos nos reatores R1 e R2. Devido à alta concentração de compostos presentes nos efluentes, que poderiam comprometer a sobrevivência do fungo, optou-se por diluí-los a 50% antes de alimentar os reatores.

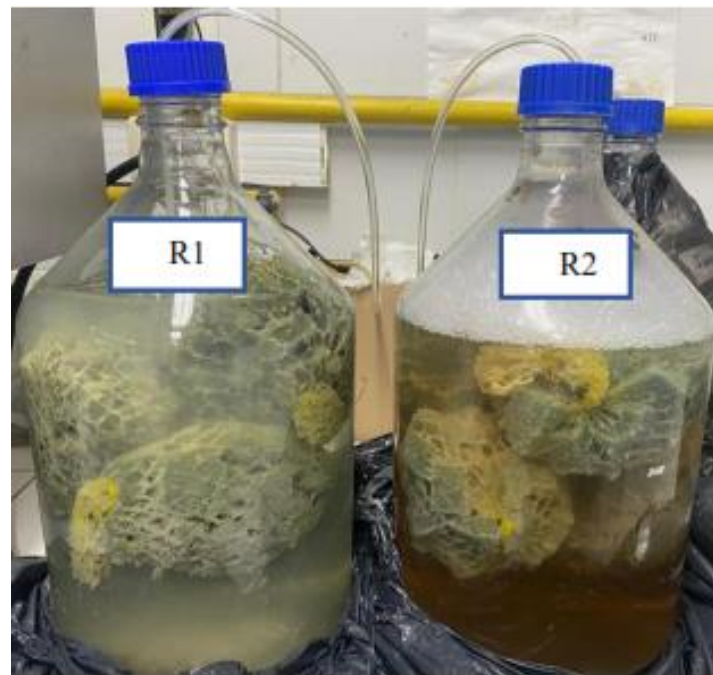
Seis ciclos de análise foram realizados, cada um com duração de 7 dias, totalizando 42 dias de operação. Durante esses ciclos, a aeração dos reatores foi realizada por meio de micro compressores de ar. Os reatores operaram em temperatura ambiente, com uma média aproximada de ± 30 °C, em condições não controladas, simulando a atividade em um ambiente próximo ao real. Nos dois primeiros ciclos, foram realizadas apenas análises de DQO, medindo também a temperatura e o pH. A partir do terceiro ciclo, foram incluídas análises de nitrato, nitrito, surfactantes, fósforo e amônia. A cada final de ciclo, o efluente coletado foi substituído por um novo. Cada ciclo foi dividido em intervalos de 24 h, 48 h, 72 h, 96 h, 120 h, 144 h e 168 h para a análise da DQO. As análises de nitrito, nitrato, fósforo, amônia e surfactantes foram realizadas nos intervalos de 24 h, 72 h, 120 e 168 h, sendo iniciadas apenas a partir do 3º ciclo. Além disso medições de temperatura e pH foram feitas ao longo dos ciclos. A Figura 10 está apresentado o esquema de operação dos reatores e na Figura 11 estão apresentados o R1 e R2 operando com seus respectivos efluentes.

Figura 10 — Esquema de operação do reator em batelada sequencial



Fontes: Autora (2024).

Figura 11 — Reatores em operação com os efluentes dos laboratórios



Fontes: Autora (2024).

4.4.4 Contagem de colônias

No final da etapa IV, as amostras dos reatores R1 e R2 foram coletadas e submetidas à análise microbiológica. Foi realizada contagem de fungos e de bactérias que poderiam estar presentes.

Antes do processo ser iniciado, os materiais utilizados para análise microbiológica, e a solução salina foram autoclavadas a 121 °C por 20 min.

Foram retiradas alíquotas de 1 mL da amostra bruta de cada reator e transferida para uma cubeta com 9 mL de solução salina (10^{-1}). Novamente uma alíquota de 1 mL foi retirada da concentração de 10^{-1} e transferida para uma cubeta com 9 mL de solução salina (10^{-2}) e assim sucessivamente até obter as concentrações 10^{-3} e 10^{-4} . Em seguida, 200 µl de cada diluição foram plaqueadas no meio Martin (para o crescimento de fungos) e meio Agar nutritivo (para o crescimento de bactérias) e espalhado com auxílio da alça de Drigalsky. Conforme metodologia utilizada por Bermudez (2018). A Tabela 7 apresenta a composição do meio Martin.

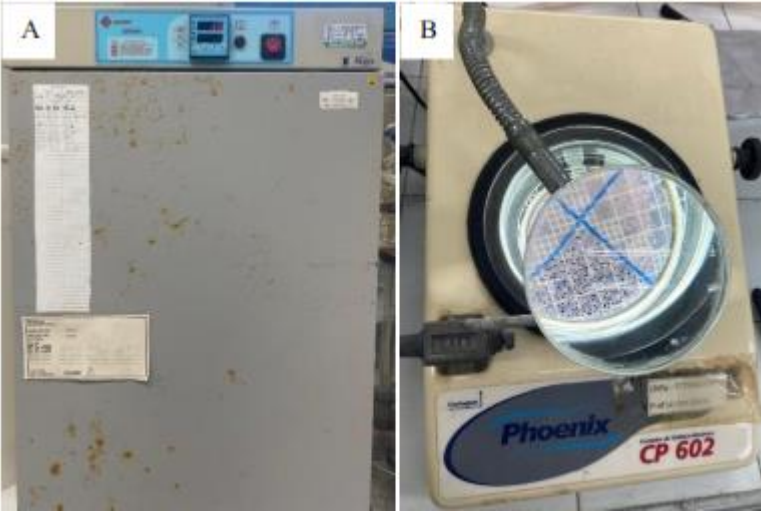
Tabela 7 — Composição do meio Martin

Compostos	Concentração (g/L)
K ₂ HPO ₄	1,00
Peptona	5,00
KH ₂ PO ₄	5,00
MgSO ₄ .7H ₂ O	0,50
Dextrose	10,00
Extrato de levedura	0,50
Rosa bengala	0,03
Ágar	18,00

Fonte: Adaptado de Bermudez (2018).

Após o plaqueamento, as placas foram mantidas em uma estufa microbiológica de cultura e bacteriológica da marca QUIMIS modelo 831612, durante 5 dias para as placas com meio para fungos e as com meio para bactérias foram mantidas durante 3 dias para posterior contagem das colônias, por meio de um contador de colônias CP 602 da marca Phoenix. A Figura 12 (A) está apresentando a estufa microbiológica, enquanto a Figura 12 (B) apresenta o contador de colônias.

Figura 12 — Estufa microbiológica e contador de colônias



Fontes: Autora (2024).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do efluente L1 e L2 etapa II

Na caracterização dos efluentes dos laboratórios da etapa II, foram realizadas análises de pH, temperatura, DQO, amônia, nitrito, nitrato, surfactante, fósforo total e SSV. Na Tabela 8 estão apresentados os respectivos resultados de L1 e L2.

Tabela 8 — Dados de concentrações (mg/L) dos parâmetros de caracterização dos efluentes L1 e L2

Análises	UN	L1	L2
DQO	mg/L	3.050,2 ± 1.626,88	4.771,81± 6.023,09
Nitrato	mg/L	0,83 ± 0,67	0,91±0,33
Nitrito	mg/L	0,06 ± 0,10	0,67± 1,29
Fósforo total	mg/L	11,6 ± 0,07	5,8±0,0
Amônia	mg/L	1,74 ± 3,83	0,02±0,018
Surfactante	mg/L	1,69 ± 2,59	1,16 ± 0,86
SSV	mg/L	96 ± 113,3	53,5 ± 52,23
pH	-	5,88 ± 5,91	4,34 ± 3,48
Temperatura	°C	25,10± 10,25	20,6 ± 1,0

*SSV: Sólidos Suspensos Voláteis; DQO: Demanda Química de Oxigênio
Fonte: Autora (2024).

Os resultados das análises dos efluentes L1 e L2 mostraram características distintas em relação a diversos parâmetros, como DQO, nitrato, nitrito, amônia, surfactantes, fósforo total, SSV, pH e temperatura. A Tabela 8 demonstra que os desvios padrão estão elevados em alguns dos resultados apresentados, refletindo uma variabilidade nos dados e resultados ao longo das

caracterizações. Essa variabilidade pode ser atribuída às características dos efluentes, que, sendo provenientes de laboratórios de pesquisa, podem apresentar composições distintas em diferentes coletas resultando em valores diferentes em cada caracterização. Essa variação é frequentemente resultado da presença de diferentes poluentes ou da dinâmica dos processos laboratoriais no dia da coleta.

Embora os efluentes sejam gerados em ambientes controlados, as atividades realizadas nesses laboratórios são diversas e podem influenciar as propriedades físico-químicas dos efluentes. Essa variabilidade é esperada e ocorrem devido aos fatores como a sazonalidade das análises feitas nos laboratórios, dos reagentes utilizados e a forma como os materiais são descartados. Como resultado, os efluentes gerados podem exibir propriedades diferenciadas a cada coleta. No efluente L1, a média de DQO registrada nas caracterizações da II etapa foi de 3.050,2 de $\pm 1.626,88$ mg/L, indicando uma concentração elevada de matéria orgânica no efluente caracterizado. A amostra apresentou uma concentração de nitrato de $0,83 \pm 0,67$ mg/L e nitrito de $0,06 \pm 0,10$ mg/L. A concentração média de amônia foi de $1,74 \pm 3,83$ mg/L, mostrando uma presença moderada desse composto. A concentração de surfactantes foi $1,69 \pm 2,59$ mg/L, evidenciando a presença de sabões e detergentes, o que pode aumentar a toxicidade do efluente a depender da concentração. A presença de surfactantes em corpos hídricos e águas residuárias se tornam uma preocupação devido ao efeito desfavorável destes compostos xenobióticos aos seres aquáticos e a poluição hídrica (ANDRADE, 2016). O fósforo total também mostrou uma concentração alta, em ambos os efluentes, no L1 apresentaram uma concentração de $11,6 \pm 0,07$ mg/L, o que podem ocasionar alguns impactos ao meio ambiente quando despejado nos recursos hídricos, pois segundo Jardim (2021) em altas quantidades o fósforo promove a eutrofização — o crescimento de plantas aquáticas em corpos de água, que inclui florescência de algas nocivas. Estas algas tem o poder de produzir toxinas que são prejudiciais à saúde, tanto de seres humanos quanto de animais. Em relação a presença de sólidos suspensos voláteis (SSV) os valores foram de $96 \pm 113,3$ mg/L, mostrando a presença de material particulado. O pH da amostra foi de $5,88 \pm 5,91$, caracterizando um efluente ácido, enquanto a temperatura média foi de $25,10 \pm 10,25$, uma faixa comum em análises de efluentes.

Em contrapartida, o L2 apresentou uma DQO de $4.771,81 \pm 6.023,09$ mg/L, indicando uma maior carga de matéria orgânica no efluente, o que pode acarretar implicações ambientais mais severas se não houver um tratamento adequado, antes do descarte na rede coletora. A concentração de nitrato foi de $0,91 \pm 0,33$ mg/L e a de nitrito foi $0,67 \pm 1,29$, superiores aos encontrados no L1. A amônia foi medida em $0,02 \pm 0,018$ mg/L, os surfactantes foram registrados a $1,16 \pm 0,86$ mg/L, apontando presença de sabões e detergentes. Os sólidos

suspensos voláteis apresentaram um valor de $53,5 \pm 52,23$ mg/L e o fósforo total foi de $5,8 \pm 0,0$ mg/L. O pH da amostra foi de $4,34 \pm 3,48$, enquanto a temperatura média foi de $20,6 \pm 1,0^\circ\text{C}$.

Ambos os efluentes apresentaram pH ácido, nesta caracterização. As variações de temperatura entre as amostras foram pequenas e, provavelmente, não influenciam as características dos efluentes.

Os resultados das análises ressaltam a complexidade das composições dos efluentes e a importância de entender suas características específicas para uma avaliação ambiental adequada e respectiva gestão desses resíduos. As diferenças observadas na carga orgânica, presença de contaminantes e características químicas dos efluentes enfatizam a necessidade de monitoramento rigoroso, a fim de implementar medidas eficazes de tratamento e controle. O sistema de gerenciamento faz com que alunos, professores e funcionários se conscientizem e contribuam para um descarte correto dos resíduos (AFONSO, 2003).

Considerando os resultados obtidos na caracterização dos efluentes laboratoriais e ao comparar este estudo com outros sobre efluentes de natureza laboratorial, alguns estudos feitos por López *et al.*, (2017) em laboratórios de ensino da Universidade Nacional, Costa Rica obtiveram valores máximo de DQO de 30.000 mg/L, o que supera os valores encontrados nesta pesquisa. Estudos realizados no laboratório de Química Geral e Inorgânica da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG/CES campus de Cuité, apresentaram pH médio de $1,67 \pm 0,007$ indicando que a maior parte das soluções utilizadas nos experimentos foram ácidas.

No entanto, é fundamental reconhecer que esses valores podem variar constantemente devido à composição do efluente no dia da coleta, influenciada pela sazonalidade relacionada às mudanças nas linhas de pesquisa dos laboratórios e, conseqüentemente, nos trabalhos e análises desenvolvidos nos mesmos (ALVES *et al.*, 2005), como observado nesta pesquisa.

Alves *et al.*, (2005), em seus estudos caracterizando o efluente do Laboratório de Tecnologia Ambiental da Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro (LTA/UFRJ), encontraram valores extremamente baixos de pH (0,6 a 0,9), valores de DQO de 1.000 a 5.900 mg/L e SST de 36 a 1.368 mg/L. Esses resultados reforçam e demonstram que as caracterizações dos efluentes de laboratórios de pesquisas podem variar, pois são dependentes das atividades do laboratório.

Observa-se que a literatura apresenta poucas pesquisas que caracterizam especificamente efluentes laboratoriais, o que limita a possibilidade de comparação e discussões mais aprofundadas. No entanto, os efluentes provenientes de laboratórios possuem

características que se assemelham às dos efluentes industriais, pois são dependentes das atividades executadas e compostos utilizados. No entanto comparando este estudo com outros estudos sobre efluentes industriais, como o de Vymazal (2014), que investigou as concentrações de poluentes em diversos efluentes de processos industriais, verificou-se que os valores de certos parâmetros são semelhantes aos obtidos em efluentes laboratoriais. Os efluentes da indústria farmacêutica apresentaram DQO entre 5.000 e 12.000 mg/L; para as refinarias, a DQO varia de 50 a 4.000 mg/L; na destilaria, a DQO entre 4.000 e 212.000 mg/L e em cervejaria, DQO entre 750 e 80.000 mg/L. Com relação à amônia, a variação foi de 1 a 8 mg /L e para fósforos de 17 a 216 mg/L. Efluentes de vinícola, a DQO varia de 500 a 45.000 mg/L, o fósforo de 5 a 77 mg/L; para a indústria de polpa de papel, a DQO tem variações de 500 a 40.000 mg/L, e por fim o setor têxtil, a DQO varia de 220 a 31.300 mg/L.

Contudo, os resíduos líquidos industriais variam em composição a depender do tipo de processo produtivo, dos insumos e matérias primas utilizadas (JUNIOR, 2020; LIMA JUNIOR; ABREU, 2018). De acordo com Queissada (2011), a elevação da DQO em efluentes industriais pode ser atribuída à presença de uma alta concentração de matéria orgânica dissolvida, como nos efluentes laboratoriais. Conforme Begnini e Ribeiro (2014), a quantidade de matéria orgânica representa consumo de oxigênio dissolvido, bem como a matéria não biodegradável, o que promove a poluição das águas. É importante ressaltar, que diversos autores em suas pesquisas relataram que efluentes industriais frequentemente exibem valores elevados de DQO.

Entretanto, no estudo feito por López *et al.*, (2017) em laboratórios de ensino da Universidade Nacional na Costa Rica, obtiveram valores máximo de DQO de 30.000 mg/L, o que supera os valores médios relatados em diferentes fontes industriais, como cerveja (5.000 mg/L) e lixiviados de aterro (16.000 mg/L) (HOUBRON *et al.*, 2002; LÓPEZ *et al.*, 2017) e dos efluentes estudados nesta pesquisa.

Com base nos dados obtidos neste estudo e em comparação com os valores da literatura, os resultados indicam que os efluentes dos laboratórios analisados apresentam uma DQO mais baixa. No entanto, é importante ressaltar que esses resultados são influenciados pela demanda e pelas atividades realizadas nos laboratórios, que podem variar sazonalmente. Assim, os níveis de DQO e outros parâmetros também podem variar ao longo do tempo, dependendo do período de análise. Os resultados obtidos com o efluente L1 e L2, especialmente em relação aos parâmetros de DQO e pH, não estão em conformidade com os padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução COEMA N° 02/2017. Impedindo que esses efluentes sejam lançados nas redes coletoras sem um tratamento adequado.

5.2 Operação dos reatores (RC), (RF) e (RFG) com efluente L1 e L2 e o fungo *Pleurotus ostreatus*

Os resultados referentes à caracterização inicial dos reatores (tempo zero) com os efluentes L1 e L2 nos reatores RC, RF e RFG, estão apresentadas no Quadro 3.

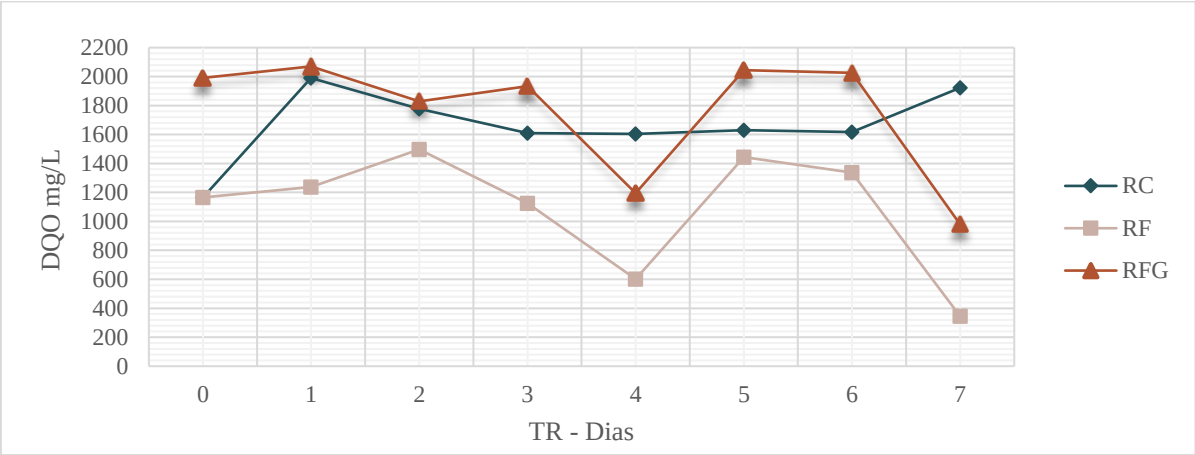
Quadro 3 — Caracterização dos efluentes L1 e L2, nos reatores RC, RF e RFG

Caracterização inicial						
Parâmetro	L1			L2		
	RC	RF	RFG	RC	RF	RFG
DQO mg/L	1.165	1.165	1.990	830	830	1.430
Nitrato mg/L	1,24	1,24	1,24	2,33	2,33	2,33
Fósforo total mg/L	0,42	0,42	0,42	0,62	0,62	0,62
Amônia mg/L	0,78	0,78	0,78	0,86	0,86	0,86
Surfactante mg/L	3,95	3,95	3,95	6,0	6,0	5,53
pH	14	14	14	2,44	2,44	2,38
Temperatura °C	25,9	25,5	24,9	26,8	27	26,4

Legenda: L1 – Laboratório 1; L2 – Laboratório 2; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

As Figuras 13 e 14 apresentam os resultados de matéria orgânica em termos de DQO para os reatores (RC), (RF) e (RFG), no efluente do L1 e L2, respectivamente.

Figura 13 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 para remoção de DQO



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Considerando as análises nos três tipos de reatores ao longo dos 7 dias, os resultados indicaram remoções ao longo do tempo nos reatores RF e RFG, no entanto o reator RC se manteve estável. No reator RF, a concentração inicial de DQO de 1.165 mg/L foi reduzida para 345 mg/L, alcançando uma remoção de 70,4% no último dia da análise. Por outro lado, no reator RFG, a concentração inicial de DQO de 1.990 mg/L foi reduzida para 979 mg/L, apresentando uma eficiência de remoção de 51% para o mesmo TR. Ambos os reatores mostraram eficiência de remoção ao longo do tempo, porém o reator RF contendo o efluente e o fungo se destacou, demonstrando maior eficiência de remoção, ou seja, a presença do cossustrato – glicose teve menor eficiência de remoção nos reatores - RFG.

Ao revisar a literatura, percebeu-se nos estudos como de Duwe (2013) apresentaram remoção de DQO de 66,3% utilizando o fungo *Pleurotus ostreatus* em efluentes de indústria de papel e celulose, contendo uma concentração inicial de DQO de 835,99 mg/L, obtendo melhores desempenhos com o auxílio de 10g/L de glicose. De acordo com Singh (2006), a presença de cossustrato de fácil metabolização contribui para a melhor utilização dos poluentes pelos fungos, haja vista o poluente, ao se envolver em reações secundárias com os produtos formados durante a oxidação enzimática do substrato de fácil assimilação, fica mais disponível à bioassimilação. Nesse sentido, Rodrigues (2007) cita que a glicose é um composto mais facilmente degradado, resultando no aumento mais rápido da biomassa, e, consequentemente, na eficiência de remoção de matéria orgânica, devido seu maior consumo pela população microbiana. Tal condição não foi verificada nesta pesquisa, provavelmente a quantidade de glicose utilizada pode ter interferido no desempenho do fungo, pois a espécie fúngica pode ter passado por uma inibição por excesso de substrato.

Os estudos comparativos acima descritos, apesar de não se caracterizarem como efluentes de laboratório, possuem natureza de difícil degradação, à exemplo dos efluentes desta pesquisa, especialmente no que concerne à DQO, proveniente dos compostos de natureza química utilizados nas atividades de pesquisa laboratorial. No entanto, o reator RF apenas com o fungo e contendo uma concentração inicial de 1.165 mg/L, de DQO, mostrou uma eficiência superior ao estudo de Duwe (2013), com reduções de 70,4% no último dia de análise.

Resultados semelhantes foram observados por Heinz (2017), em efluentes industriais de compensado de madeira que alcançou uma redução de 67% de DQO tratados com o fungo *Pleurotus ostreatus*, sem glicose e com concentração inicial de 12.192 ± 100 mg/L. Percebe-se a capacidade do referido fungo frente a uma DQO tão elevada desse estudo. Ao comparar os resultados obtidos com os da literatura, é notório que mesmo com concentrações iniciais de DQO muito diferentes, o presente estudo demonstra que o *Pleurotus ostreatus* é altamente

eficiente, alcançando 70,4% de remoção em um cenário de menor carga orgânica, enquanto Heinz (2017) observou 67% de remoção em um efluente com carga muito mais elevada. Essa comparação evidencia a capacidade e função metabólica do fungo, que se adapta tanto a concentrações altas quanto mais baixas de DQO, mantendo sua eficiência de remoção.

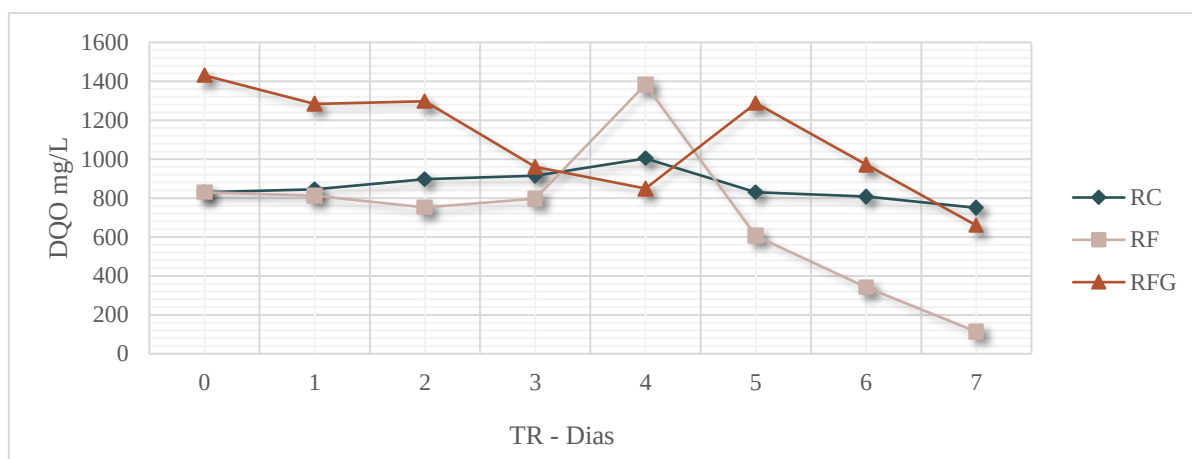
Portanto, é notório que o reator RF conseguiu degradar DQO do efluente L1, ao longo do tempo que foi exposto, mostrando que o fungo é eficiente sem o auxílio do cossustrato - glicose, pois ele pode atuar como uma fonte adicional de carbono para o fungo, influenciando seu metabolismo e, por consequência, sua eficiência na redução da matéria orgânica. No reator (RF), onde apenas o fungo estava presente e sem a adição de glicose, pode ter ocorrido um aumento no esforço metabólico dedicado à degradação da DQO, resultando em uma maior eficiência nesse processo.

Apesar da eficiência de remoção de DQO alcançada, com o efluente L1, é crucial ressaltar, que a concentração final do efluente tratado no reator RFG não atende aos padrões estabelecidos pelas normativas ambientais, contudo, o reator RF conseguiu atender os requisitos regulatórios estaduais, em particular a Resolução do COEMA N°02/2017, que estipula um limite de 600 mg/L de DQO para esgoto não sanitários para o lançamento de efluentes no sistema coletor das operadoras de serviço de esgoto.

Entretanto, os resultados destacam o potencial de degradação do fungo *Pleurotus ostreatus* na remoção de DQO, especialmente no reator RF, ressaltando sua capacidade de degradar matéria orgânica de efluentes laboratoriais, com importante natureza química.

A Figura 14 apresenta os resultados específicos da análise de DQO para os reatores (RC), (RF) e (RFG), no efluente do L2.

Figura 14 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 para remoção de DQO



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Os resultados das análises de DQO no tratamento do efluente L2 mostraram eficiência ao longo dos 7 dias de operação nos reatores RF e RFG, comparados ao reator controle RC. Especificamente, os dados relativos ao reator com fungo (RF) indicaram uma concentração inicial de DQO de 830 mg/L, a qual foi reduzida para 113 mg/L, correspondendo a uma remoção de 86%. Por outro lado, o reator (RFG) com fungo e glicose também apresentou reduções, com concentrações iniciais de 1.430 mg/L, chegando ao final dos 7 dias com 659 mg/L, o que corresponde a uma remoção de 54% no 7º dia da análise.

Ao longo do período de análise, o reator (RF) com o fungo apresentou o melhor desempenho em termos de redução da concentração de DQO do L2, semelhante ao L1. Isso é evidenciado pela diminuição acentuada da concentração ao longo do tempo, resultando em uma concentração de apenas 113,3 mg/L ao final dos 7 dias, mostrando a eficiência do fungo *Pleurotus ostreatus*.

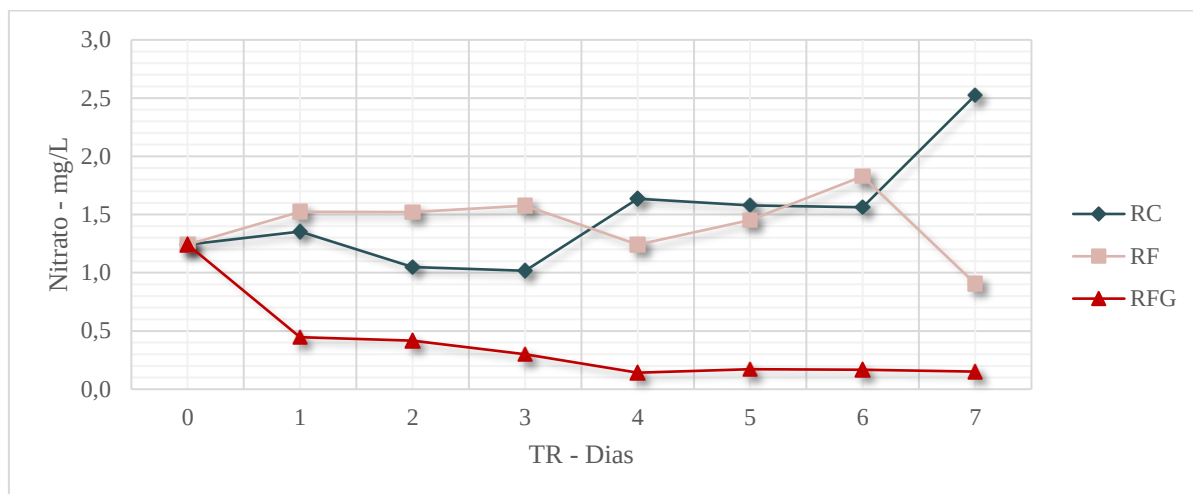
Essa eficiência elevada também foi observada em estudos feitos por Hultberg *et al.*, (2017) que investigaram efluentes de cervejaria, empregando o fungo *Pleurotus ostreatus* em frascos incubados sem agitação por 13 dias e alcançou uma remoção de DQO de 62,0%, com uma concentração inicial de DQO de 5.567 ± 106 mg/L.

Todavia, em relação a este estudo, no que diz respeito aos padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/11 e COEMA 02/2017, os valores de DQO encontrados no efluente do L2, após o tratamento no reator com fungo (RF) estão abaixo dos limites estabelecidos de 600 mg/L para lançamento. Diante disso os resultados demonstram uma eficiência do fungo *Pleurotus ostreatus* na remoção de DQO sem o auxílio da glicose no tratamento do efluente L2.

O reator apenas com o fungo indicou capacidade de reduzir a concentração de DQO ao longo dos 7 dias, alcançando uma redução de 86%. O potencial do *P. ostreatus* frente a inúmeros efluentes de natureza química à exemplo dos industriais, ricos em contaminantes tóxicos, tem sido expressiva (FARACO *et al.*, 2009; KRESINOVÁ *et al.*, 2018; BATISTA-GARCIA *et al.*, 2017; CHAI *et al.*, 2012). Nesta pesquisa, enquadraram-se os efluentes laboratoriais estudados na categoria industrial, por serem oriundos de laboratórios de pesquisa, que utilizam diversos compostos químicos poluentes como fenol, benzeno, surfactantes, pesticidas, corantes, metais pesados, desreguladores endócrinos, entre outros.

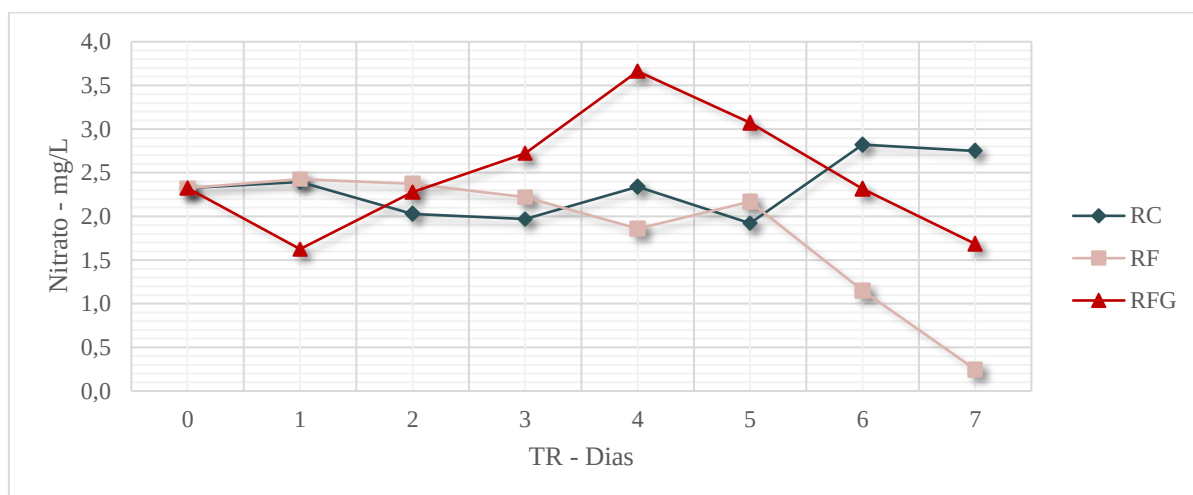
Nas Figuras 15 e 16 estão apresentados os resultados da análise do nitrato referente aos reatores (RC) (RF) e (RFG) dos efluentes L1 e L2.

Figura 15 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 para remoção de nitrato



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Figura 16 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 para remoção de nitrato



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Os resultados dos reatores (RF) e (RFG) apresentaram reduções do nitrato para os dois efluentes analisados, porém o reator RC demonstrou-se estável, inicialmente, com uma tendência a aumento no final dos 7 dias. Segundo Costa (2010) esse aumento pode estar associado à possível presença de microrganismos contaminantes. Em relação ao efluente L1 no reator com fungo e glicose (RFG) apresentou uma tendência de redução do nitrato, com concentração inicial de 1,24 mg/L e diminuiu para 0,15 mg/L em 7 dias. Esse reator demonstrou uma eficiência de remoção de 88% em relação ao valor inicial. Por outro lado, o reator RF mostrou menor eficiência de remoção com uma concentração inicial de 1,24 mg/L resultando em uma concentração final de 0,9 mg/L, após os 7 dias de operação. A eficácia de remoção

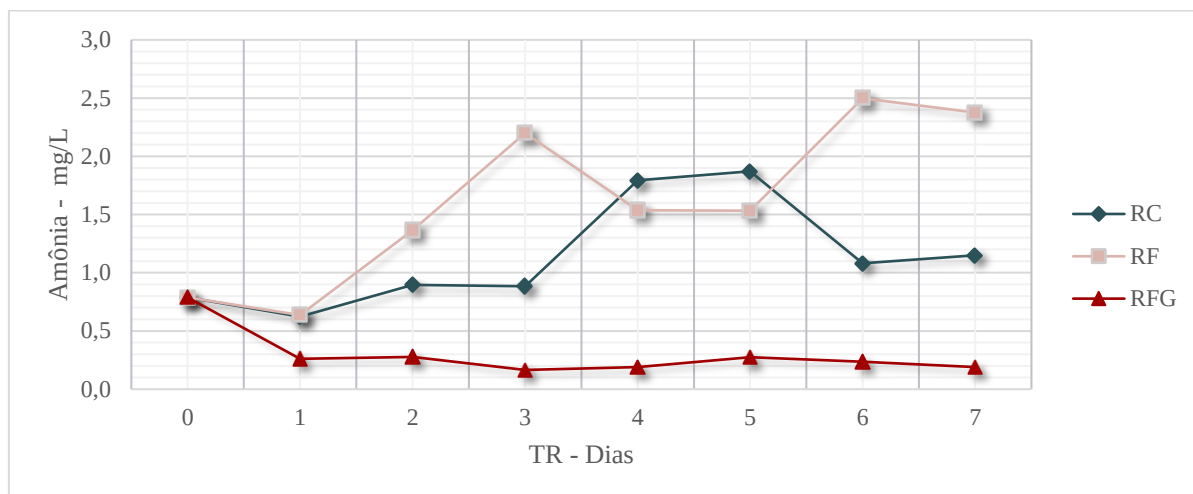
deste reator foi de 27%. Portanto, o reator RFG se destacou como o mais eficiente na remoção de nitrato, para o efluente L1.

Para o efluente L2, observa-se que o reator com fungo (RF) teve o melhor desempenho, visto que inicialmente sua concentração estava em 2,33 mg/L e ao final reduziu para 0,25 mg/L, alcançando uma remoção de 89% de nitrato no 7º dia de operação. Em contrapartida, o reator com fungo e glicose (RFG) registrou uma remoção de 27%, no mesmo período de tempo. Portanto, em termos de eficiência na remoção de nitrato, o reator (RF) foi o mais eficiente. De acordo com Griffin (1994), na ausência de fontes primárias de carbono, os fungos têm preferência por nitrato.

Griffin (1994) afirma que muitas espécies de fungos têm a capacidade de realizar redução desassimilatória do nitrato, onde ele é convertido a nitrito e este à amônio mediante a ação de enzimas específicas. O nitrato inorgânico é uma excelente fonte utilizável por muitos fungos filamentosos. Seu transporte para o meio intracelular é mediado pela permease do nitrato e, após sua assimilação, ocorre a redução sequencial do nitrato a nitrito e do nitrito a amônia, catalisada, respectivamente, pelas enzimas nitrato e nitrito redutase. O íon amônio é considerado ponto de partida para o metabolismo anabólico do nitrogênio em fungos (PEREIRA *et al.*, 2003). Portanto, os resultados reforçam a função do metabolismo fúngico na remoção de compostos nitrogenados, evidenciando a capacidade dos fungos de utilizar o nitrato como fonte de nitrogênio em ambientes sem a presença de uma fonte de carbono, como observado no efluente L1, onde o fungo demonstrou maior eficiência de remoção, reforçando o exposto por Griffin (1994).

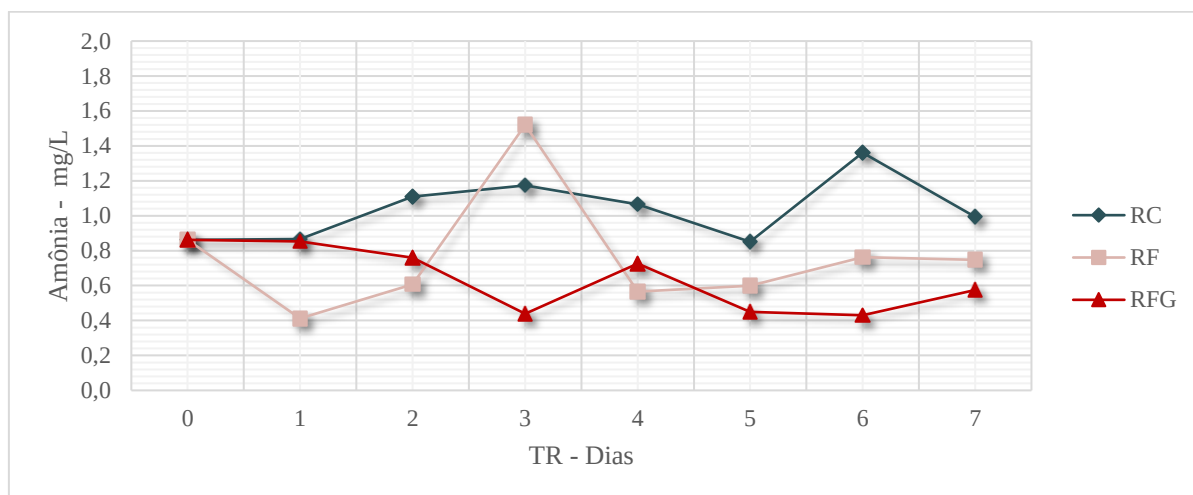
As Figuras 17 e 18 apresentam os resultados de amônia referente aos reatores (RC), (RF) e (RFG) com os efluentes L1 e L2.

Figura 17 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 para remoção de amônia



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Figura 18 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 para remoção de amônia



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Os resultados obtidos nos reatores (RC), (RF) e (RFG) em relação aos efluentes L1 e L2 mostraram comportamentos distintos. No caso do efluente L1, o reator controle (RC) apresentou um desempenho instável ao longo do período de análise, o que pode caracterizar alguma contaminação, já que não é esperado esse comportamento para este tipo de reator, já o reator (RF) contendo apenas o fungo demonstrou um aumento nos níveis de amônia, com uma entrada de 0,78 mg/L e uma saída do reator de 2,37 mg/L. De forma semelhante, no efluente do L2, a concentração inicial de 0,86 mg/L aumentou para 1,5 em 72 h 3º dia da análise, reduzindo para 0,75 mg/L no último dia da análise. Contudo, não apresentou eficiência de

remoção em relação a concentração inicial, com comportamentos semelhantes ao reator (RC) sem a presença do fungo no último dia da análise.

O aumento observado pode estar relacionado à redução de nitrato nos reatores, sugerindo uma possível liberação de amônia durante o processo de tratamento. Como mencionado por Li e Kane (2009), as flutuações observadas nos níveis de nitrato e amônia podem ser explicadas pelo acúmulo de nitrogênio em excesso nos vacúolos dos fungos. Em resposta à necessidade de manter o equilíbrio do pH intracelular, os fungos liberam amônia para o meio. É importante notar que o pH dos efluentes em questão não teve muita variação em relação a entrada e saída sendo consideravelmente alcalino para o L1 (entre 13 e 14) e ácido para o L2 (entre 2,4 e 2,9), ultrapassando os limites de pH mencionados por Roukas e Harvey (1988), que dentro das células, o nitrato é convertido em nitrito e, posteriormente, em íons amônio, que são utilizados pelos fungos. Entretanto, para que esse processo ocorra de maneira eficiente, o pH ideal deve situar-se entre 4 e 6. Se o pH for inferior a 4, o íon amônio não será metabolizado intracelularmente. Considerando que o pH do efluente do L2 está abaixo de 4 e do L1 está acima de 6, isso pode ter impedido a assimilação do íon amônio pelo fungo, explicando o aumento observado nos níveis de amônia no reator (RF).

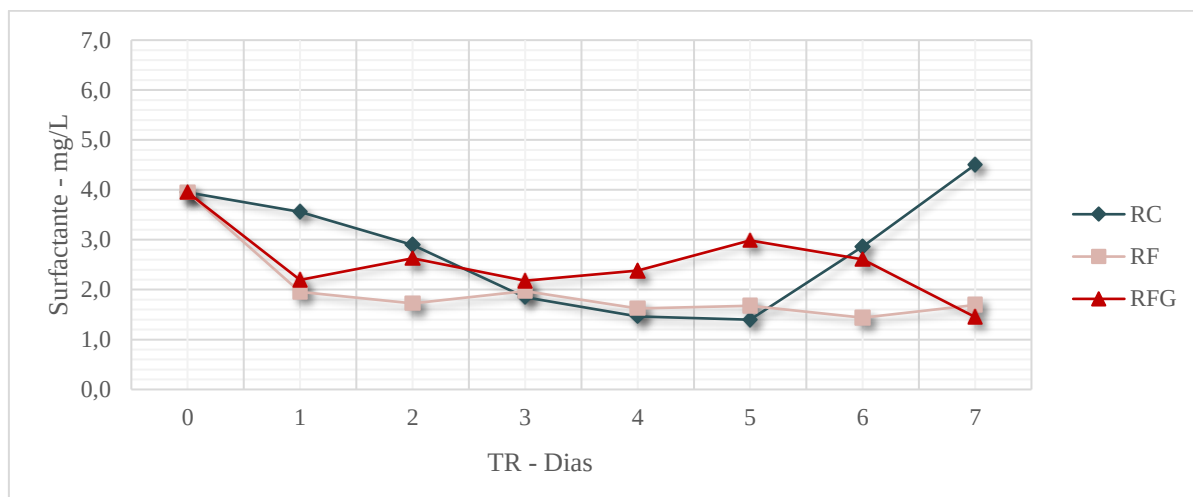
No entanto, observou-se uma redução nos níveis de amônia no reator (RFG) para ambos os efluentes estudados, possivelmente devido ao auxílio do cossustrato, que facilita sua assimilação pelo fungo, mesmo com o pH fora dos limites recomendados pela literatura para atividades biológicas. No caso do efluente do L1, a concentração inicial de amônia no reator (RFG) estava em 0,78 mg/L, sendo reduzida para 0,19 mg/L, após o tratamento, o que corresponde a uma remoção de 76%. Quanto ao efluente do L2, a concentração inicial era de 0,86 mg/L, diminuindo para 0,57 mg/L, resultando em uma redução de 34% ao longo dos 7 dias. Entretanto, mesmo com o pH dos efluentes entre 13 e 14 para o L1 e entre 2,4 e 2,9 para o L2, foi evidenciado que o fungo, com o auxílio da glicose, apresentou melhor eficiência na remoção da amônia ao longo do tempo. Essas reduções podem estar associadas ao metabolismo do *Pleurotus ostreatus* que com o auxílio de um cossustrato como a glicose conseguem ser mais eficientes na remoção de compostos nitrogenados, Segundo Vinciguerra *et al.*, (1995), o emprego de substrato primário no tratamento de efluentes é de grande importância, pois melhora a degradação do poluente, o que foi observado com a obtenção dos maiores percentuais de remoção da amônia nos reatores. Mesmo sendo efluentes diferentes, a glicose demonstrou auxiliar na remoção da amônia, embora os percentuais de remoção tenham variado para cada um dos efluentes laboratoriais analisados.

Resultados similares foram obtidos por Alencar *et al.*, (2007) em seus estudos com efluentes de uma refinaria de petróleo, utilizando o *Aspergillus niger* AN 400. Esses efluentes possuíam uma concentração de $13,80 \pm 6,70$ mg/L de amônia e pH de $7,0 \pm 0,1$, obtiveram remoções em reatores biológicos de leito fixo e escoamento contínuo, operados com TDH de 4 h e 0,5 g de glicose/L, alcançando uma eficiência de remoção de amônia de 57% ($\pm 25,4\%$). Os autores concluíram que reatores biológicos com fungos e glicose são uma alternativa viável para a remoção de amônia.

Em estudos conduzidos por Andrade *et al.*, (2015), foram obtidas remoções médias de 83% e 65% para amônia com concentração de 77 ± 25 mg/L, com pH de $4 \pm 0,54$, utilizando reatores sequenciais inoculados com *Phanerochaete chrysosporium* e uma concentração de 1g/L de glicose. Esses resultados mostram a eficácia do tratamento utilizando fungos em conjunto com glicose como fonte de carbono, para a remoção de amônia em efluentes.

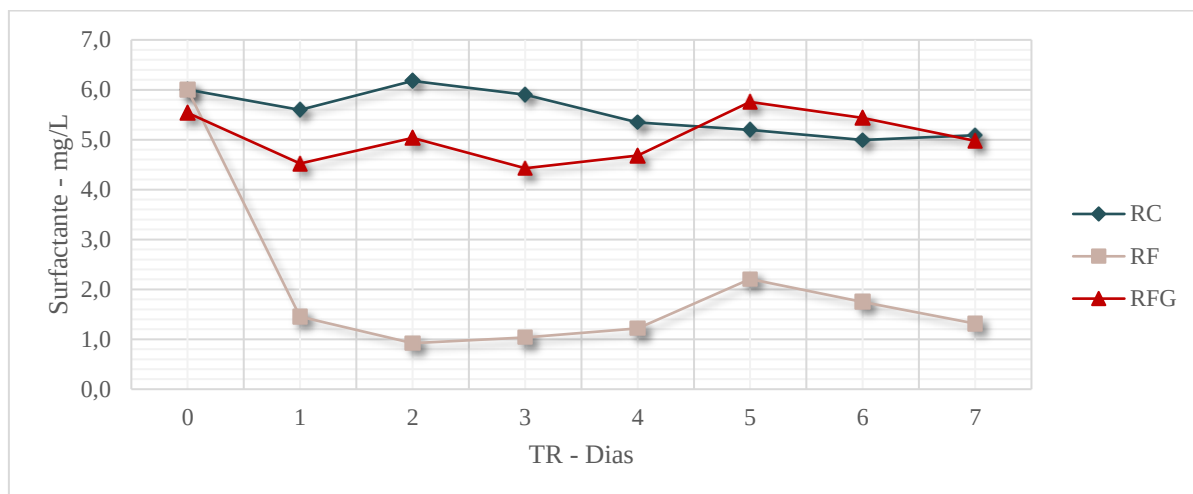
As Figuras 19 e 20 apresentam os resultados da análise de surfactante referente aos (RC) (RF) e (RFG) nos efluentes do L1 e L2.

Figura 19 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 para remoção de surfactante



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Figura 20 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 para remoção de surfactante



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Os resultados dos testes de remoção de surfactante nos reatores mostraram diferenças entre os efluentes estudados. No L1, o reator (RF) apresentou uma redução expressiva de surfactante, com a concentração inicial de 3,95 mg/L reduzida para 1,69 mg/L, resultando em uma remoção de 57%. O reator com adição de glicose (RFG) também foi eficiente, diminuindo a concentração de 3,95 mg/L para 1,45 mg/L, o que corresponde a uma remoção de 63%. Entretanto, o fungo demonstrou eficiência similar para os dois reatores analisados. No reator controle (RC) foi observado muitas variações e comportamentos similares aos outros reatores, o que pode estar associado a alguma contaminação. Em estudos feitos por Costa (2010) com reatores em batelada agitada o reator controle (RC), demonstrou esse comportamento. O autor destaca que o fato de o reator ter se comportado de maneira similar aos demais, embora com concentrações sempre maiores, revelando tendência de remoção, pôde ser associado à possível presença de microrganismos contaminantes, visto que, teoricamente, essas alterações não deveriam ocorrer nesse tipo de reator.

Já no L2, o reator (RF) demonstrou uma capacidade ainda maior, reduzindo a concentração de surfactante de 6,0 mg/L para 1,3 mg/L, o que equivale a uma remoção de 78%.

Em contrapartida, o reator (RFG) contendo o fungo e a glicose não foi eficiente na remoção de surfactantes, apresentando apenas uma leve redução de 0,6 mg/L, correspondendo a 10% de remoção, indicando que a adição de glicose não proporcionou uma melhoria na remoção de surfactante para este efluente. Esses resultados indicam que a eficiência da adição de glicose pode variar conforme a composição dos efluentes a serem tratados. Conforme Wanderley (2007), a obtenção de boa eficiência no tratamento pelo uso da glicose deve ter

relação, dentre outros fatores, com a espécie utilizada bem como com o tipo de efluente. No caso do efluente R2, os compostos presentes podem ter contribuído para uma menor eficiência de remoção com a adição de glicose.

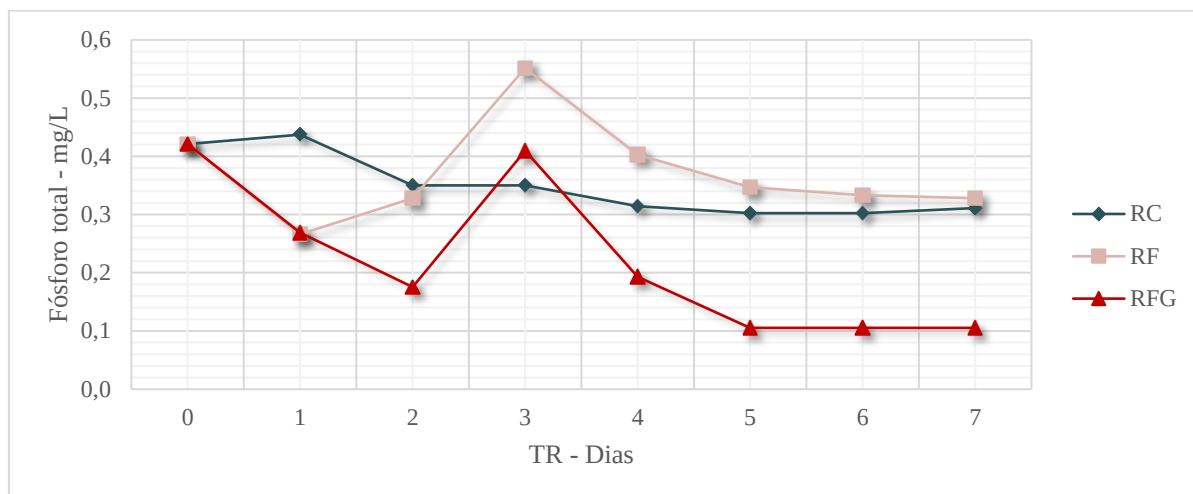
O estudo conduzido por Costa (2015) investigou a biodegradação de surfactantes utilizando fungos em reatores agitados a 180 rpm e 25 °C, durante um período de cinco dias. O experimento foi realizado em meio mínimo líquido (MML) com uma concentração inicial de 7,6 mg/L do surfactante linear alquilbenzeno sulfonato (LAS). Os fungos testados foram *Aspergillus aculeatus*, *Penicillium chrysogenum* e *Penicillium crustosum*, que demonstraram resultados promissores na degradação do LAS. O fungo *P. crustosum* destacou-se ao alcançar uma taxa de biodegradação superior a 96%, seguido por *P. chrysogenum* com 91% e *A. aculeatus* com 85%, todos sem a adição de glicose. No presente estudo o fungo *Pleurotus ostreatus* removeu 78% no reator (RF) com a utilização apenas do fungo, porém o reator (RFG) com glicose, não demonstrou nenhuma remoção mostrando que apenas o fungo sem uma fonte de carbono, conseguiu uma boa eficiência na remoção de surfactantes para o efluente do L2.

O estudo realizado por Voigt (2019) investigou a biodegradação de surfactantes em dois detergentes comerciais, utilizando o fungo *Penicillium crustosum* em condições controladas, sem a adição de fontes de carbono. O experimento foi conduzido em frascos cônicos de 125 mL, com diferentes concentrações do surfactante linear alquilbenzeno sulfonato (LAS). Os fungos foram inoculados em meios de cultivo líquidos e incubados a 25 °C e 180 rpm durante cinco dias. Ao final do experimento, os resultados mostraram uma remoção de 96% e 99,7% do LAS, nas diferentes concentrações testadas, evidenciando a eficácia do tratamento biológico nas condições testadas. Diante dos resultados expostos na literatura, os fungos tem potencial para remoção de surfactantes em efluentes diversos. Visto que a presença de surfactantes em corpos hídricos e águas residuárias se tornam uma preocupação devido ao efeito desfavorável destes compostos xenobióticos aos seres aquáticos e a poluição hídrica (ANDRADE, 2016). Os fungos podem ser alternativa eficientes para esses tratamentos.

Contudo, no presente estudo o *Pleurotus ostreatus* mostrou-se eficaz na remoção de surfactantes dos dois efluentes analisados.

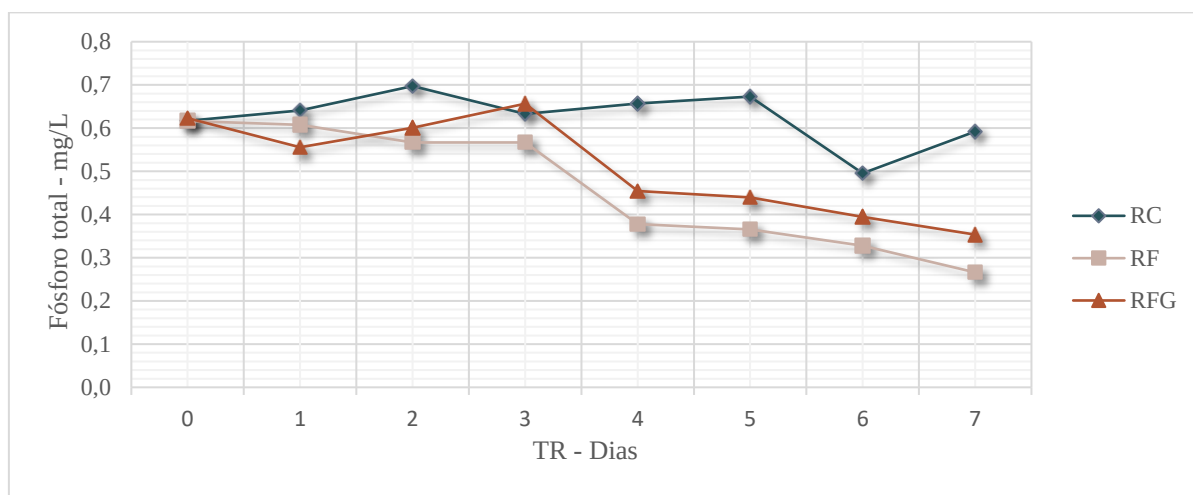
As Figuras 21 e 22 apresentam o desempenho de remoção do fósforo total referente aos reatores (RF), (RFG), (RC) com efluentes L1 e L2, respectivamente.

Figura 21 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 para remoção de fósforo.



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Figura 22 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 para remoção de fósforo



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Observou-se uma redução nos níveis de fósforo nos laboratórios. Entretanto, no L1, o reator RF não apresentou uma eficiência de remoção do fósforo, pois permaneceu com comportamento similar ao reator controle (RC), sem a presença do fungo, que se manteve estável sem muitas variações. Já o reator RFG com uma concentração inicial de 0,42 mg/L obteve um decaimento para 0,10 mg/L, apresentando uma remoção de 74%. no último dia de análises.

No L2, o desempenho no reator RF alcançou uma eficiência de 57%, com uma concentração inicial de 0,623 mg/L reduzida para 0,266 mg/L. Por outro lado, o reator RFG apresentou uma remoção menos eficaz, reduzindo a concentração de fósforo de 0,623 mg/L

para 0,354 mg/L, o que equivale a uma remoção de apenas 43%, já o reator controle RC mostrou um aumento no último dia da análise, como não é esperado esse comportamento em reatores controle, pode ter havido algum tipo de contaminação. Diferentemente do que ocorreu no L1, onde o reator RF não conseguiu remover o fósforo, no caso do L2 o fungo foi capaz de realizar essa remoção nos dois reatores RF e RFG. Isso pode indicar que fatores específicos do efluente estudado, como sua composição química, influenciaram os resultados obtidos, impactando diretamente a eficiência dos reatores.

O aumento de fósforo observado no efluente L1 no terceiro dia do experimento no reator (RFG) pode estar relacionado ao acúmulo desse elemento no meio. Isso sugere que o fósforo não foi amplamente utilizado pelo metabolismo microbiano, mas sim armazenado nos vacúolos na forma de fosfatos e polifosfatos como compostos de reserva, sendo posteriormente liberado devido ao metabolismo celular (KORNEBERG *et al.*, 1999; LI *et al.*, 2005). Apesar desse acúmulo inicial, ao longo dos dias seguintes, houve uma remoção do fósforo. No entanto, para confirmar o comportamento do fungo, seria necessário um período de monitoramento mais prolongado.

Estudos conduzidos por Hultberg *et al.* (2017) utilizando reatores em batelada, em frascos de vidro Erlenmeyer de 100 mL, avaliaram a eficiência do fungo *Pleurotus ostreatus* no tratamento de efluentes de uma indústria cervejeira com concentração inicial de fósforo de $62,6 \pm 4$ mg/L. Os resultados indicaram uma remoção de 44,3% de fósforo no décimo dia de análise.

No presente estudo, o *Pleurotus ostreatus* demonstrou uma remoção de 57% de fósforo em apenas 7 dias, no efluente do L2, com uma concentração inicial de fósforo de 0,6 mg/L, sem a necessidade de adição de cossubstrato. Apesar da concentração inicial ser menor em relação ao estudo de Hultberg *et al.*, (2017), o desempenho observado foi satisfatório, indicando a capacidade do fungo de atuar eficientemente em diferentes condições.

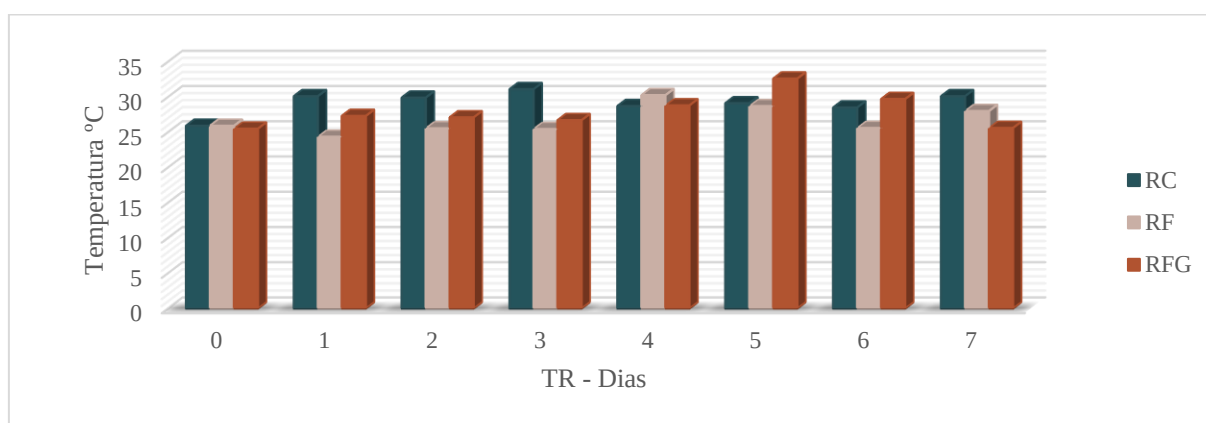
Recentemente, Gonçalves *et al.*, (2024) relataram remoções de fósforo em efluentes domésticos utilizando fungos imobilizados em blocos de espuma de poliuretano. Os fungos *Aspergillus niger*, *A. flavus*, *Talaromyces pinophilus*, e *Trichoderma asperellum* conseguiram remover até 99,9% do fósforo em apenas 1h, enquanto o *T. pinophilus* também demonstrou eficiência ao remover fósforo em 2h, com concentrações máximas de 4 g/L de fósforo no efluente.

Esses dados ressaltam a importância das condições específicas dos efluentes e dos compostos presentes, que podem impactar a eficiência dos fungos na remoção de fósforo nos reatores. Embora a literatura indique que os fungos são eficazes na remoção desse nutriente

mesmo na ausência de glicose, o presente estudo demonstrou uma eficiência de 75% na remoção de fósforo no reator RFG com adição de glicose para o efluente L1 e 43% para o L2. Em contraste, o reator RF, que utilizou apenas o fungo, não obteve eficiência na remoção do L1, mas conseguiu remover 57% do fósforo do L2. Diante do exposto o reator RFG, que contém a adição de glicose, apresentou melhor eficiência de remoção de fósforo para o efluente analisado do L1.

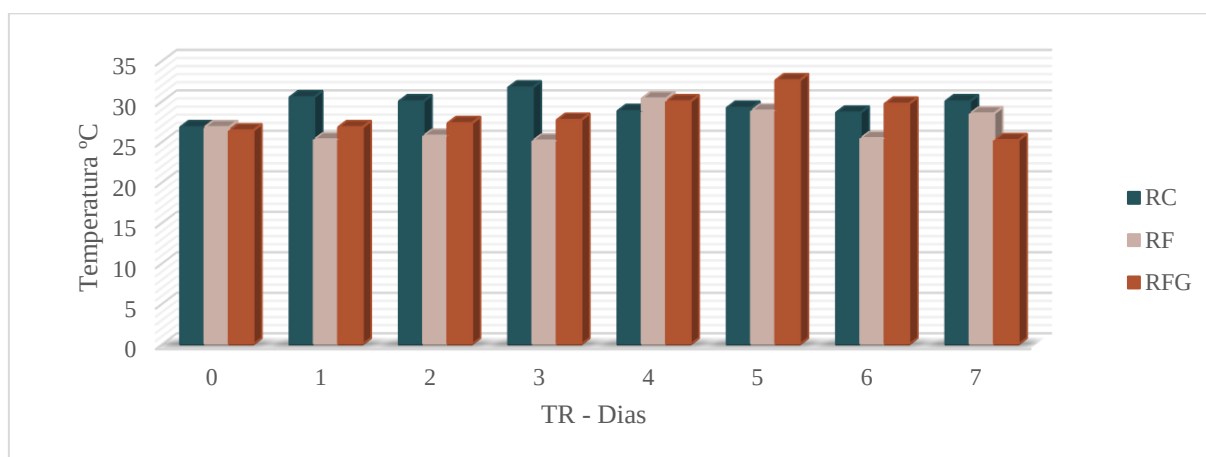
Nas Figuras 23 e 24 estão apresentados os resultados da análise da temperatura referente aos reatores (RC), (RF) e (RFG), para o L1 e L2.

Figura 23 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 em relação a temperatura



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Figura 24 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 em relação a temperatura



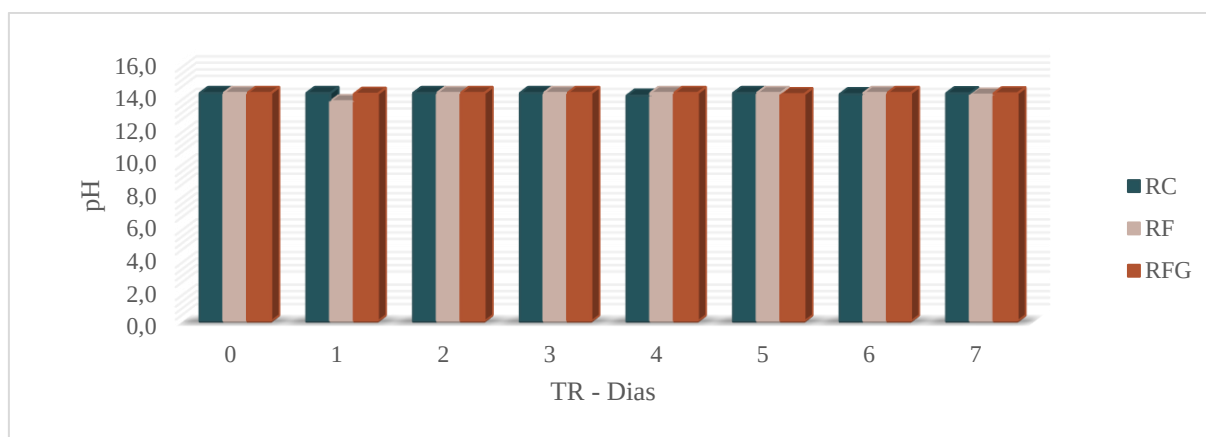
Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Os resultados apresentados em relação a temperatura dos efluentes do L1, mostram pequenas variações nos três tipos de reatores analisados, (RC) (RF) e (RFG), ao longo dos 7

dias das análises. Com as temperaturas dos efluente nos reatores variando entre 25, °C e 32, °C. O efluente referente ao L2 também apresentou algumas oscilações, com temperaturas entre 25 e 33°C. Contudo, os efluentes nos dois laboratórios analisados mostraram que estavam com as temperaturas ideais para atividades biológicas, que se encontra na faixa entre 25 °C e 35 °C, conforme descrito por Metcalf e Eddy (2016). No entanto, é importante destacar que as oscilações apresentadas, estão dentro dos limites estabelecidos pelas normativas ambientais, como a Resolução CONAMA 430/11 e COEMA 02/2017, que preconizam uma temperatura inferior a 40 °C.

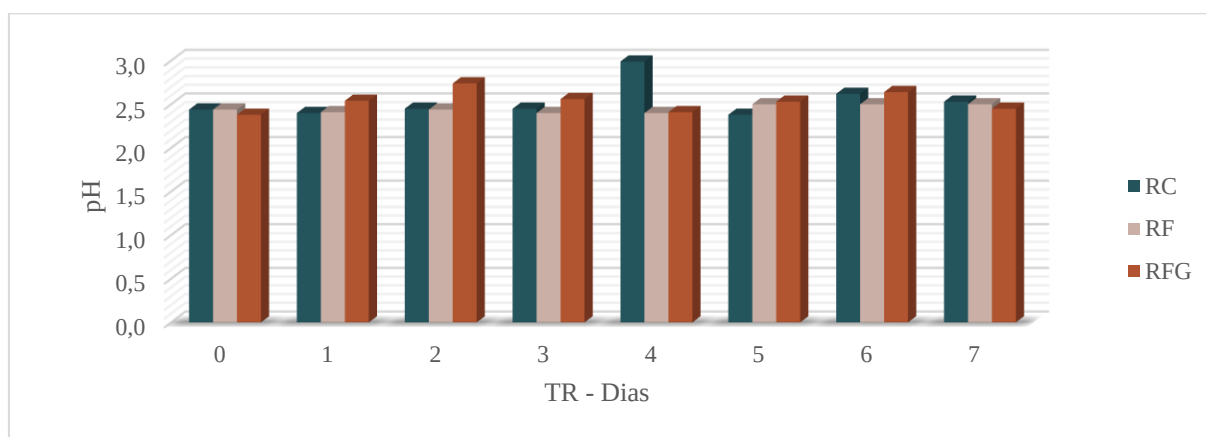
As Figuras 25 e 26 apresentam os resultados do pH referente aos reatores (RC) (RF) e (RFG) dos efluentes dos laboratórios 01 e 02.

Figura 25 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L1 em relação a pH



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Figura 26 — Desempenho dos reatores RC, RF e RFG contendo efluente do L2 em relação a pH



Legenda: TR – Tempo Reacional; RC – Reator Controle; RF – Reator com Fungo; RFG – Reator com Fungo e Glicose. Fonte: Autora (2024).

Com relação ao pH, no efluente do L1 os três reatores, (RC), (RF) e (RFG) analisados mantiveram-se com valores elevados variando entre 13 e 14, indicando um ambiente altamente alcalino. Madan *et al.*, (2018) mencionaram que as faixas de pH ideais para o crescimento de fungos situam-se entre 4,3 e 4,8. Entretanto, a degradação é retardada abaixo de pH 4,0 e acima de pH 5,0, devido à redução do crescimento da cepa.

Portanto, o pH, analisado nesse estudo pode ter implicado na remoção e degradação de alguns parâmetros como a amônia que apresentou pequenos aumentos ao longo dos 7 dias no reator RF. O que pode estar relacionado com o pH do efluente, pois a liberação de amônia também está relacionada ao processo de homeostase, no qual há liberação ou captação de íons H^+ e de NH_4^+ do interior dos vacúolos para o meio, onde os microrganismos se desenvolvem, a fim de manter o pH intracelular em equilíbrio com o pH do meio externo (LI; KANE, 2009). Considerando que o pH do meio não estava adequado, o fungo na tentativa de equilibrar esse pH, pode ter liberado amônia para o meio. Dessa forma, a alcalinidade do meio pode ter prejudicado o metabolismo do fungo, contribuindo para uma menor eficiência do fungo e um aumento da amônia.

Em relação ao pH, do efluente do L2, o mesmo apresentou uma acidez constante, nos três reatores analisados, (RC), (RF) e (RFG) com valores mínimos 2,4 e máximo 2,9, ao longo dos 7 dias de monitoramento. Essa acidez pode afetar a atividade biológica, pois, conforme observado por Heinz (2017), o pH do efluente está diretamente ligado ao metabolismo dos microrganismos.

Entretanto, os resultados indicaram que os valores de pH nos três reatores permaneceram consistentemente baixos no período de 7 dias. Isso indica que o efluente do L2 manteve sua acidez ao longo do tempo. Contudo, os valores de pH obtidos na análise dos dois efluentes não está dentro da faixa de pH encontrada na literatura o que pode impactar no desenvolvimento do fungo e comprometer sua eficiência na degradação de alguns compostos poluentes presentes no efluente.

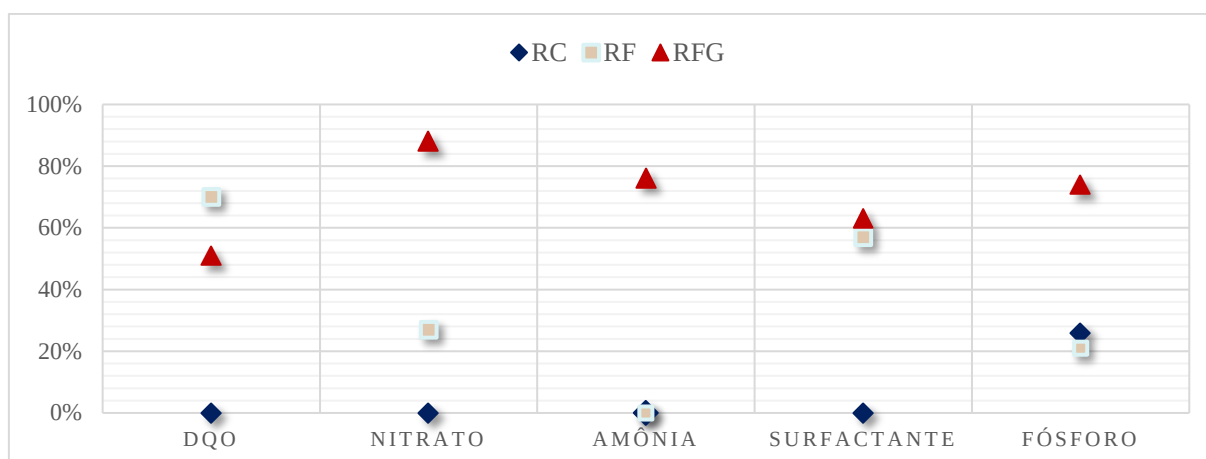
Segundo Dhanavade e Patil (2023), o pH desempenha um papel crítico durante a microrremediação e afeta essencialmente o uso de fungos filamentosos para fins industriais, pois sob condições altamente ácidas (pH 2,0 – 4,0) ou alcalinas (pH 10), os sistemas mediados por fungos tendem a falhar rapidamente. Entretanto, mesmo com o pH não estando nas faixas adequadas para o desenvolvimento da maioria dos fungos, o fungo *pleurotus ostreatus* mostrou eficiência na remoção de vários parâmetros analisados, exceto pela amônia no reator RF, que não apresentou eficiência de remoção, essas limitações podem estar relacionadas à tentativa do fungo de equilibrar o pH no meio e com isso interferir na eficiência de remoção do fungo.

No que se refere aos padrões de lançamento descritos pela Resolução CONAMA 430/11 e COEMA 02/2017, os valores de pH encontrados nesta pesquisa tanto para o efluente do L1 como para o efluente do L2, mostraram que não estão em conformidade com os limites estabelecidos, pois a resolução determina intervalo de pH de 6 a 10 para serem lançados no sistema coletor.

5.2.1 Percentuais de reduções dos parâmetros obtidos ao final das análises nos reatores em batelada agitada

As Figuras 27 e 28 mostram o percentual de reduções obtido nos reatores (RC) (RF) e (RFG) no período de 7 dias, último dia da análise.

Figura 27 — Percentual de redução obtido no efluente do L1

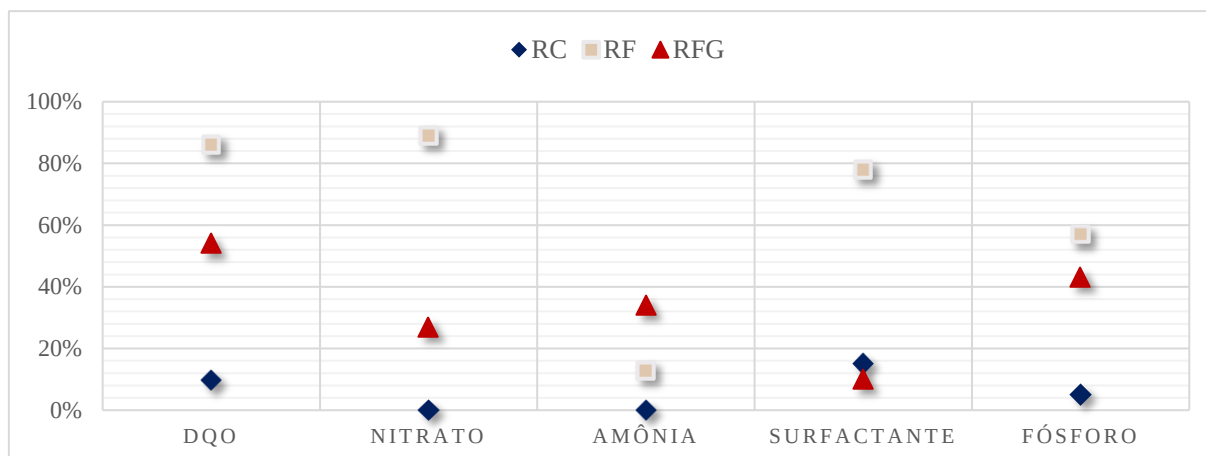


Fonte: Autora (2024).

Ao término das análises desta etapa, os resultados obtidos nos três tipos de reatores (RC), (RF), (RFG) testados, indicam que, para o efluente do L1, o reator RFG (reator com fungo e glicose) destacou-se como o mais eficiente na redução dos nutrientes. Este reator apresentou reduções de DQO (51%), nitrato (88%), amônia (76%), surfactantes (63%) e fósforo (74%).

Por outro lado, o reator RF (apenas com o fungo) apresentou desempenho inferior ao RFG, com reduções de nitrato (27%), surfactantes (57%) e fósforo (21%). No entanto, destacou-se na remoção de DQO, alcançando uma redução superior (70%), embora não tenha demonstrado eficiência na redução de amônia para o efluente analisado.

Figura 28 — Percentual de redução obtido no efluente do L2



Fonte: Autora (2024).

Quanto ao efluente do L2, ao analisar os dados disponíveis, observou-se que o reator RF se destacou como o mais eficiente na redução de todos os parâmetros analisados em comparação com os reatores (RC) reator controle e o (RFG) reator com fungo e glicose.

Estes resultados são evidenciados pelos percentuais mais altos de reduções, incluindo DQO (86%), nitrato (89%), surfactante (78%) e fósforo (57%). Em relação ao RFG os percentuais foram inferiores para alguns parâmetros como DQO (54%), nitrato (27%), fósforo (43%) e surfactante (10%). O reator RC também apresentou pequenas reduções de DQO (10%), surfactante (15%) e fósforo (5%), provavelmente devido algum tipo de contaminação.

Considerando essas análises, pode-se concluir que a eficiência dos reatores (RF e RFG) varia dependendo das configurações e do tipo de efluente. Em geral, para a redução da DQO, o reator (RF) com fungo foi mais eficiente em ambos os efluentes. Todavia, para outros parâmetros, como nitratos, amônia, surfactantes e fósforos, a eficiência dos reatores variaram de acordo com o tipo de efluente.

5.3 Resultados da Etapa IV dos reatores em batelada sequencial

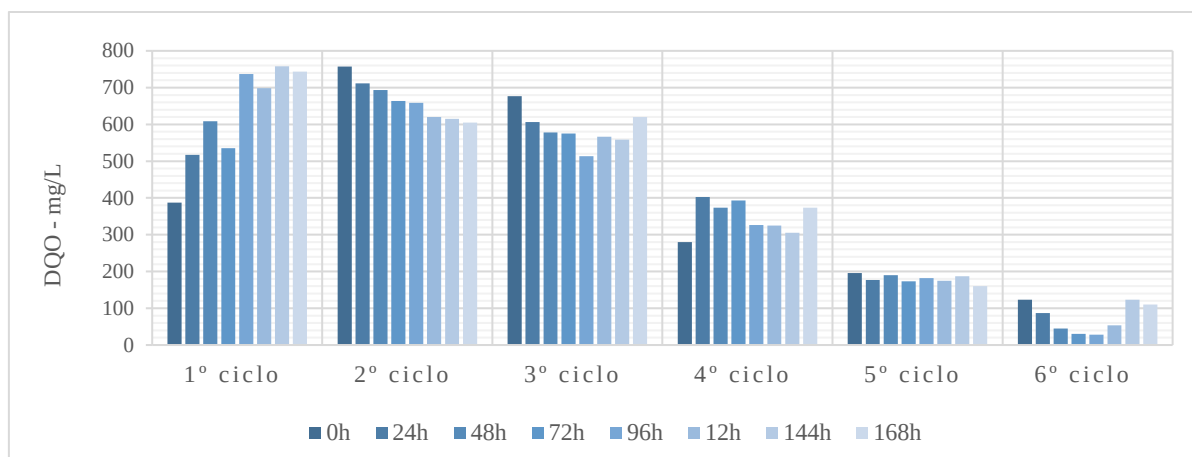
5.3.1 Resultados das análises no Reator R1 referente ao efluente do L1

A seguir, são apresentados os resultados obtidos em reatores em batelada sequencial inoculados com o fungo *Pleurotus ostreatus*. Os dados foram analisados utilizando o efluente do L1 em um reator denominado R1. O experimento foi conduzido ao longo de 6 ciclos de operação, sendo que, a cada ciclo, um novo efluente foi adicionado ao reator. Cada ciclo teve duração de 168 h. As análises dos parâmetros foram realizadas em intervalos de 24 h para DQO,

pH e temperatura, e em 48 h para os demais parâmetros: amônia, nitrato, nitrito, surfactantes e fósforo, que começaram a ser analisados apenas a partir do 3º ciclo.

A Figura 29 mostra os resultados das análises DQO do reator R1 do 1º ao 6º ciclo.

Figura 29 — Ciclos de análise DQO no reator R1



Fonte: Autora (2024).

Ao analisar a Figura 29 exposta com os 6 ciclos de operação no reator R1, para o tratamento do efluente do L1 com o fungo *pleurotus*, foram observadas variações na (DQO) ao longo do tempo. No 1º ciclo, a DQO inicialmente aumentou, atingindo 737,22 mg/L após 96 h e subindo para 743,33 mg/L em 168 h. Os ciclos 2 e 3 apresentaram reduções na DQO, com eficiência de remoção de aproximadamente 20,1% e 8,4%, respectivamente. No 4º ciclo, houve um aumento na concentração de DQO, o que pode ser atribuído acumulação temporária de DQO, possivelmente relacionada à não adaptação do fungo frente à flutuação afluente para cada ciclo, bem como ao arraste de biomassa no ato da coleta da amostra. De acordo com Freitas *et al.*, (2017), as oscilações de DQO podem estar associadas à presença de biomassa fúngica no momento da amostragem, que pode provocar variações na análise. Além disso, a utilização de fontes de carbono pelos fungos para a síntese de biomassa e produção de energia pode ter gerado metabólitos e subprodutos, contribuindo para o aumento da DQO (WITTEVEEN, 1993; RODRIGUES, 2006). Como os efluentes laboratoriais contêm vários compostos tóxicos, esses podem influenciar no desprendimento do fungo do meio em que foi imobilizado, ocorrendo a presença de biomassa nas amostras coletadas, como também fontes de carbono contida no efluente devido a produção de metabólitos de maior peso molecular podendo influenciar para o aumento de DQO.

No 5º ciclo foi observado uma DQO inicial de 195,56 mg/L com redução para 160,00 mg/L em 168 h, com uma eficiência de remoção de 18,4%. Embora tenha ocorrido remoção da

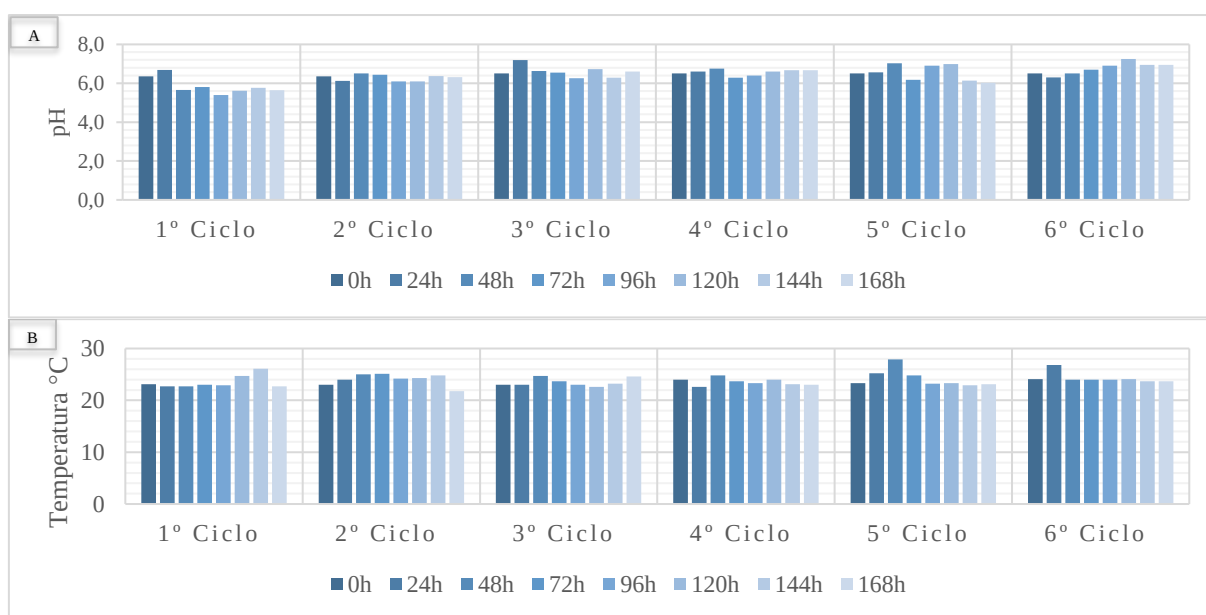
DQO, a eficiência foi bem menor que a do 2º ciclo, indicando que o fungo pode ter sido afetado por variações nas condições afluente ao reator.

No 6º ciclo, a DQO inicial era mais baixa, começando em 123,3 mg/L e diminuindo para 110,00 mg/L em 168 h, com uma eficiência de remoção de 10,8%.

Portanto, o 2º ciclo foi o que apresentou o melhor desempenho na remoção de DQO, provavelmente devido a condições mais favoráveis do efluente do L1. Como a cada ciclo um novo efluente era adicionado ao reator, suas características variavam entre os ciclos. Nos ciclos subsequentes, o efluente pode ter apresentado características mais tóxicas, e a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras, como metais pesados ou compostos químicos agressivos, pode ter comprometido a atividade do fungo. Autores como Souza *et al.*, (2012), avaliaram compostos tóxicos como atrazina, paraquat, metil paration e deltametrina em reatores em batelada sequencial, tanto com biomassa dispersa como com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400, e os resultados mostraram uma média de remoção de 37% em ciclos que variavam entre 1 e 30 dias. Contudo, nesta pesquisa as remoções ficaram abaixo das remoções encontradas na literatura.

A Figura 30 (A) está apresentando os resultados de pH e a Figura 30 (B) mostra os resultados da temperatura do R1, ao longo dos 6 ciclos de análise.

Figura 30 — Ciclos de análise pH e temperatura no reator R1



Fonte: Autora (2024).

Ao ser inserido no reator, o efluente teve seu pH ajustado para 6,5, pois, em todos os ciclos, seu valor inicial estava próximo de 1,0, caracterizando-se como ácido e muito baixo.

Esse pH inicial era, portanto, inadequado para o tratamento biológico. Este tipo de tratamento requer condições específicas para a manutenção da atividade ótima dos microrganismos. Segundo Griffin (1994), o pH ideal para o desenvolvimento de diversos fungos varia entre 4,0 e 6,0. No entanto, muitos fungos podem tolerar variações de pH que vão de 2,0 a 9,0. Os efluentes industriais frequentemente apresentam valores de pH para esses intervalos, sendo que os efluentes de tingimento, costumam ser mais alcalinos, embora essa alcalinidade possa ser bastante variável. Portanto, cepas fúngicas que demonstram atividade enzimática em uma faixa ampla de pH são mais adequadas para aplicações industriais (MONSALVE, 2019). Por exemplo, as enzimas ligninolíticas do fungo *Trametes trogii* apresentam atividade máxima em uma faixa de pH que varia de 6,0 a 11,0 (YESILADA *et al.*, 2002). O fungo *Phanerochaete chrysosporium* apresentou atividade máxima de biodegradação em pH 7,0, mas também é eficiente em uma faixa de pH entre 3,0 e 7,0 (SENTHILKUMAR *et al.*, 2011). Já o fungo *Pleurotus ostreatus* requer um pH entre 4,0 e 7,0 para o crescimento micelial (BELLETTINI *et al.*, 2019).

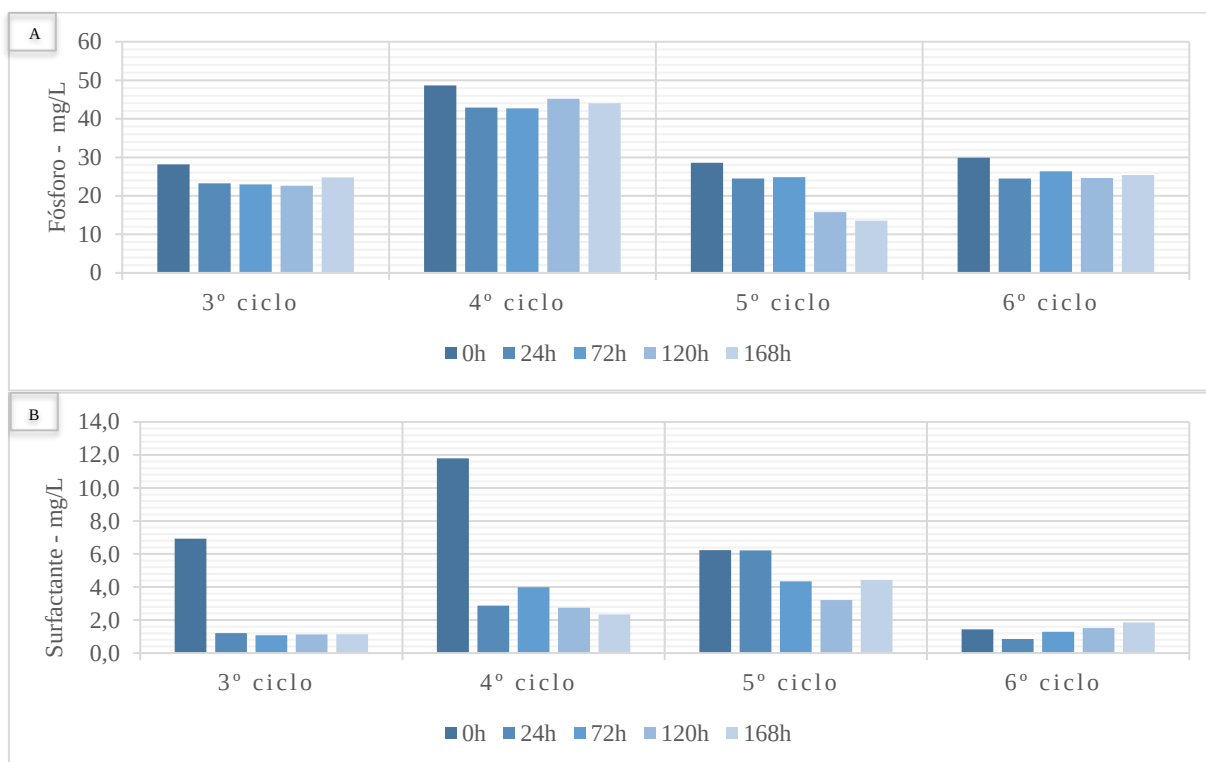
A dominância de diferentes espécies de fungos pode variar em diferentes níveis de pH (DASGUPTA *et al.*, 2024). Dado que o efluente em questão possui características industriais, o pH foi regulado para uma faixa entre 6,3 e 6,5 durante os ciclos de tratamento. Contudo, ao longo dos ciclos analisados, foi observado que o pH variou, mantendo-se entre valores mínimos de 5,5 e máximos 7,5 ao final de cada ciclo. Em relação à temperatura, a análise mostrou padrões variados entre os ciclos de tratamento. O 1º 5º e o 6º ciclo mostrou temperaturas mais elevadas de 26, 27,9 e 26,8°C ao longo das 168 h. O 2º ciclo, por outro lado, apresentou algumas variações, com um aumento em 72h para 25,1°C seguido por uma queda em 168h para 21,8°C. O 3º e 4º ciclos ofereceram variações entre 23°C e 24 °C. Contudo, o 5º ciclo se destacou pelo aumento da temperatura, alcançando 27,9 °C em 48 h. O potencial de biossorção de fungos aumentam em uma faixa de temperatura de 30 a 50 °C, e o aumento da temperatura pode estimular a digestão da matéria orgânica (DASGUPTA *et al.*, 2024). Ao final dos ciclos, as temperaturas variaram entre 21 °C e 27,9 °C ao longo de 168 h, em todos os ciclos analisados. Essas variações podem influenciar o tratamento e a eficiência do fungo no reator. No entanto, para este estudo, as temperaturas se mantiveram dentro da faixa tolerada pela maioria dos fungos. De acordo com Ali (2010), os fungos ambientais apresentam diferentes temperaturas ótimas de crescimento, sendo que a maioria cresce em uma faixa entre 25°C e 35°C.

No entanto, o pH e a temperatura do presente estudo são adequados dentro da faixa tolerada por algumas espécies de fungos. Em relação aos padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/11 e COEMA 02/2017, os valores de pH permaneceram-se em

conformidade com os limites, que determinam um intervalo de pH entre 6 e 10 para o lançamento, assim como a temperatura que também se manteve dentro dos limites estabelecidos, que permitem uma temperatura inferior a 40 °C.

A Figura 31 (A) mostra os resultados das análises do fósforo e a Figura 31 (B) apresenta os resultados das análises de surfactante do reator R1 do 3º ao 6º ciclo.

Figura 31 — Ciclos de análise de fósforo e surfactante no reator R1



Fonte: Autora (2024).

Ao analisar os resultados apresentados, foi observado que o desempenho do fungo *Pleurotus ostreatus* na remoção de fósforo e surfactantes variou entre os ciclos de tratamento. A maior eficiência de remoção de fósforo foi observada no 5º ciclo, onde a concentração foi reduzida de 28,60 mg/L para 13,54 mg/L, resultando em uma eficiência de 52,7%. Em termos de remoção de surfactantes, o 3º ciclo apresentou a melhor performance, com a concentração inicial de 6,92 mg/L reduzida para 1,14 mg/L, atingindo uma eficiência de 83,6%. Outros ciclos mostraram desempenhos inferiores, como o 6º ciclo para fósforo, que apresentou uma eficiência de apenas 15%, e o 5º ciclo para surfactantes, com uma eficiência de 29,1%. Essas variações na eficiência podem estar relacionadas às características específicas do efluente em cada ciclo.

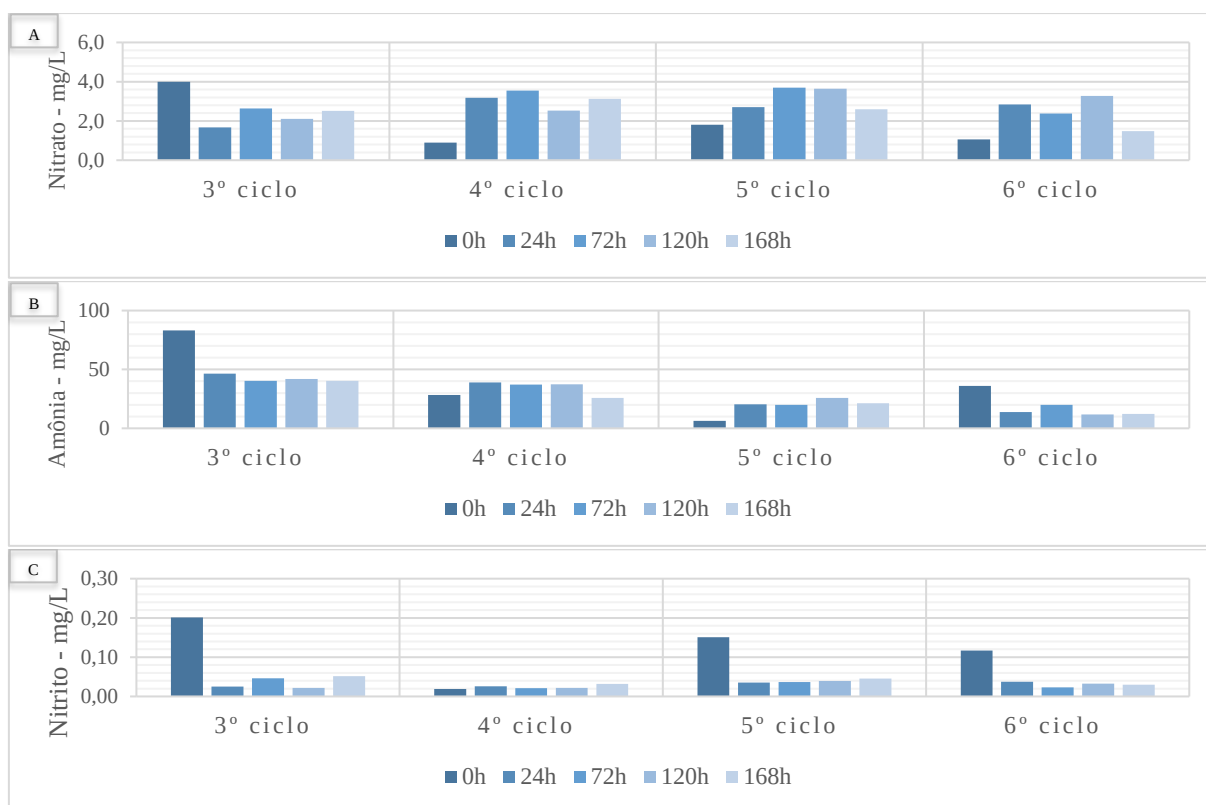
Em relação à remoção de fósforo, outros estudos também relataram eficiências semelhantes. Lopes *et al.*, (2011), em estudos realizados com reatores em batelada sequencial, com concentração inicial de 69 ± 29 mg/L de fósforo total, obtiveram uma remoção de 79% no

ciclo 4, porém com eficiência média de remoção de fósforo total de 49% ao final dos ciclos, resultados alcançados com a adição de 5 g/L de glicose ao reator. No presente estudo, o fungo *Pleurotus ostreatus* alcançou uma eficiência de 52,7% no 5º ciclo, com uma eficiência média de 22% considerando todos os ciclos avaliados e sem a adição de glicose, podendo ter eficiência melhor caso fosse acrescentado a glicose. Estudos conduzidos por Costa *et al.*, (2020), com o fungo *Penicillium chrysogenum* que foi usado para biodegradar o surfactante dodecilbenzeno sulfonato de sódio aerobicamente em meio sintético com concentração variando entre 0,0060 e 0,0120 g/L, incubação por 5 dias, a 25 °C e 180 rpm, em agitador orbital, alcançaram uma remoção de surfactante de 74,6 a 99,5% sem adição da glicose.

Embora as condições do presente estudo não sejam idênticas às da literatura, os resultados mostram que o *Pleurotus ostreatus* apresentou reduções de 80% a 83,6% na concentração de surfactantes, demonstrando um potencial para a remoção desses compostos, mesmo na ausência de uma fonte de carbono adicional.

A Figura 32 (A) mostra os resultados das análises de nitrato, a Figura 32 (B) apresenta os resultados da amônia, enquanto a Figura 32 (C) mostra os resultados das análises de nitrito no reator R1.

Figura 32 — Ciclos de análise compostos nitrogenados de nitrato, amônia e nitrito no reator R1



Fonte: Autora (2024).

Os resultados das nitrogenadas mostram variações na eficiência de remoção ao longo dos ciclos e tempos avaliados. O 3º ciclo apresentou uma concentração inicial de nitrato de 4,0 mg/L, reduzida para 2,51 mg/L em 168 h, o que representa uma redução de aproximadamente 37,25%. No entanto, os ciclos subsequentes não obtiveram bons resultados em termos de remoção. No 4º ciclo, a concentração inicial de 0,90 mg/L aumentou para 3,13 mg/L o que mostra que o fungo não foi tão eficiente para esse ciclo. O mesmo padrão foi apresentado no 5º ciclo, onde a concentração inicial de 1,80 mg/L subiu para 2,59 mg/L, evidenciando que não houve eficiência ao longo do tempo. No 6º ciclo, a concentração de nitrato aumentou de 1,06 mg/L para 2,84 mg/L nas primeiras 24 h, proporcionando uma possível liberação ou acúmulo de nitrato no sistema, possivelmente devido a processos metabólicos ou mudanças nas condições operacionais do reator.

É importante ressaltar que alguns aumentos na concentração de nitrato durante o tratamento, são atribuídos por alguns autores à liberação de nitratos pelos fungos. Essa liberação pode estar relacionada ao armazenamento de nitrato e outros nutrientes pelas células fúngicas, que excretam esses compostos para o meio externo em resposta às suas necessidades metabólicas (LEITE *et al.*, 2006). Em relação à amônia, a concentração inicial foi mais alta no 3º ciclo (83,22 mg/L), decaindo para 40,24 mg/L em 168 h, o que indica uma eficiência de remoção de 51,6%. No 4º ciclo, a concentração de 28,34 mg/L foi reduzida para 25,73 mg/L, apresentando uma eficiência de 9,4% na fase final. No 5º ciclo, a concentração inicial de 6,39 mg/L aumentou para 21,40 mg/L em 168 h, mostrando que o fungo não teve um bom desempenho nesse ciclo. Lopes *et al.*, (2011), observaram aumentos de amônia em alguns ciclos em estudos com reatores de biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN400, operados em regime de batelada sequencial, vinculando esse incremento à conversão de nitrato e nitrito em amônia. A nitrificação é o termo utilizado para descrever a primeira etapa do processo de remoção biológica de nitrogênio, na qual a amônia é oxidada a nitrito, e o nitrito é oxidado a nitrato (METCALF & EDDY, 2003). No entanto o 6º ciclo apresentou a melhor eficiência, começando com 35,91 mg/L e diminuindo para 12,26 mg/L, demonstrando uma eficiência de 65,85% com uma redução consistente ao longo do tempo.

Quanto ao nitrito, a concentração inicial foi mais alta no 3º ciclo (0,20 mg/L), chegando a 0,05 mg/L em 168 h, evidenciando uma remoção de 75% ao final do ciclo. No 4º ciclo, houve um aumento de nitrito até as 168h. Contudo, no 5º ciclo, a concentração de nitrito começou em 0,15 mg/L e caiu para 0,05 mg/L, demonstrando uma boa eficiência de remoção, com 66,7% de eficiência, embora não tão consistente quanto a observada no 3º. O 6º ciclo também apresentou uma boa eficiência, com 75 %, mantendo baixa concentração ao longo do tempo.

Em resumo, o 6º ciclo apresentou a melhor eficiência na remoção de amônia e nitrito, enquanto o 3º ciclo teve uma boa eficiência na remoção de nitrato e nitrito. O 4º ciclo evidenciou uma remoção menos eficiente de nitrato, nitrito e amônia, enquanto o 5º ciclo apresentou remoção apenas de nitrito.

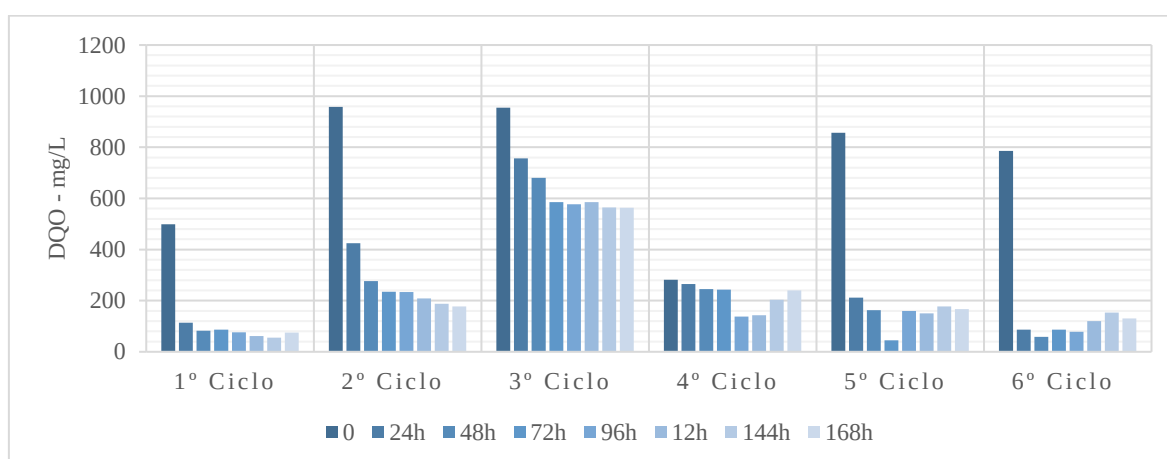
Alencar *et al.*, (2007), obtiveram boas remoções de amônia, nitrito e nitrato, sendo que os melhores resultados foram obtidos com um reator operando com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 4 h e 0,5 g de glicose/L, que apresentou eficiência de remoção de amônia de 57% ($\pm 25,4$), nitrito de 66% ($\pm 40,7$) e nitrato de 62% ($\pm 29,9$). Portanto, a pesquisa em questão mostra que o fungo conseguiu remover alguns desses componentes durante alguns ciclos. Entretanto, o efluente estudado tem suas características modificadas a cada ciclo, pois a cada ciclo um novo efluente era utilizado, o que pode contribuir para um desempenho diferenciado do fungo a cada ciclo avaliado.

5.3.2 Resultados das análises no reator R2 referente ao efluente do L2

A seguir, estão apresentados os resultados obtidos em reatores em batelada sequencial inoculados com o fungo *Pleurotus ostreatus*. Os dados foram analisados utilizando o efluente do L2 em um reator denominado R2. O experimento foi conduzido ao longo de 6 ciclos de operação, sendo que, a cada ciclo, um novo efluente foi adicionado ao reator. Cada ciclo teve duração de 168 h. As análises dos parâmetros foram realizadas em intervalos de 24 h para DQO, pH e temperatura, e em 48 h para os demais parâmetros: amônia, nitrato, nitrito, surfactantes e fósforo, que começaram a ser analisados apenas a partir do 3º ciclo.

A Figura 33 mostra as análises de DQO no reator R2.

Figura 33 — Ciclos de análise de DQO no reator R2



Fonte: Autora (2024).

Ao avaliar a eficiência na remoção de DQO nos diferentes ciclos do reator, foi observado variações ao longo do tempo, com o 5º ciclo se destacando como o mais eficiente. No início, a concentração de DQO era de 856,67 mg/L. Após 72 h, a DQO foi reduzida para 45 mg/L, resultando em uma remoção de aproximadamente 94,7%. Essa eficiência se mantém, com uma remoção de 79,2% após 144 h e 80,6%, após 168 h. Esses resultados são notáveis e indicam que no 5º ciclo o fungo mostrou potencial em reduzir a DQO.

Comparando com outros estudos, como o de Gomes *et al.*, (2022), que utilizou o fungo *Pleurotus ostreatus* em reatores Erlenmeyer com 1 litro de capacidade e 500ml de um efluente industrial de couro, obtiveram uma remoção de 90% com concentrações iniciais de DQO de aproximadamente 580 mg/L. No entanto, os resultados apresentados nesse trabalho demonstram semelhanças com o estudo citado, pois no 1º ciclo, a DQO inicial era de 498,33 mg/L e foi reduzida para 55 mg/L, após 144 h, alcançando uma remoção de cerca de 89,0%. Embora a eficiência inicial do 1º ciclo seja menor que a do 5º ciclo, ao observar a remoção ao longo das 168h, foi possível perceber que no 5º ciclo o fungo mostrou melhor desempenho na remoção de matéria orgânica. Visto que a concentração inicial de DQO do 5º ciclo foi bem maior que a do 1º, observa-se que o *Pleurotus ostreatus* consegue remover DQO mesmo em concentrações mais altas.

O 2º ciclo também mostra uma eficiência consistente, começando com uma DQO de 958,33 mg/L e reduzindo para 177,22 mg/L, após 168 h, o que representa uma remoção de 81,5%. Embora não seja o ciclo mais eficiente, mantém uma redução constante da DQO ao longo do ciclo.

O presente estudo apresenta semelhanças com trabalhos encontrados na literatura, por exemplo os resultados demonstrados nos trabalhos de Palli *et al.*; (2017), que investigaram o tratamento de águas residuais hospitalares por meio de biorreatores contínuos utilizando o fungo *Pleurotus ostreatus*, que demonstrou eficácia na remoção de DQO. As amostras com concentração inicial de 5.000 mg/L apresentaram reduções de até 53% na DQO solúvel para um (TR) de 1,63 dias, e 85% para um TR de 3 dias. As reduções totais de DQO foram de 47% e 86%, respectivamente.

Estudos conduzidos por Silva *et al.*, (2013) avaliaram o fungo *Aspergillus niger* AN400 em reatores de bateladas sequenciais para tratamento de água residuária de laticínios e obtiveram uma eficiência de 71% com uma concentração inicial de 60.000 mg/L. Apesar das diferenças nas condições experimentais, os resultados referentes a esse trabalho mostram que o *Pleurotus ostreatus* é eficiente na remoção de DQO.

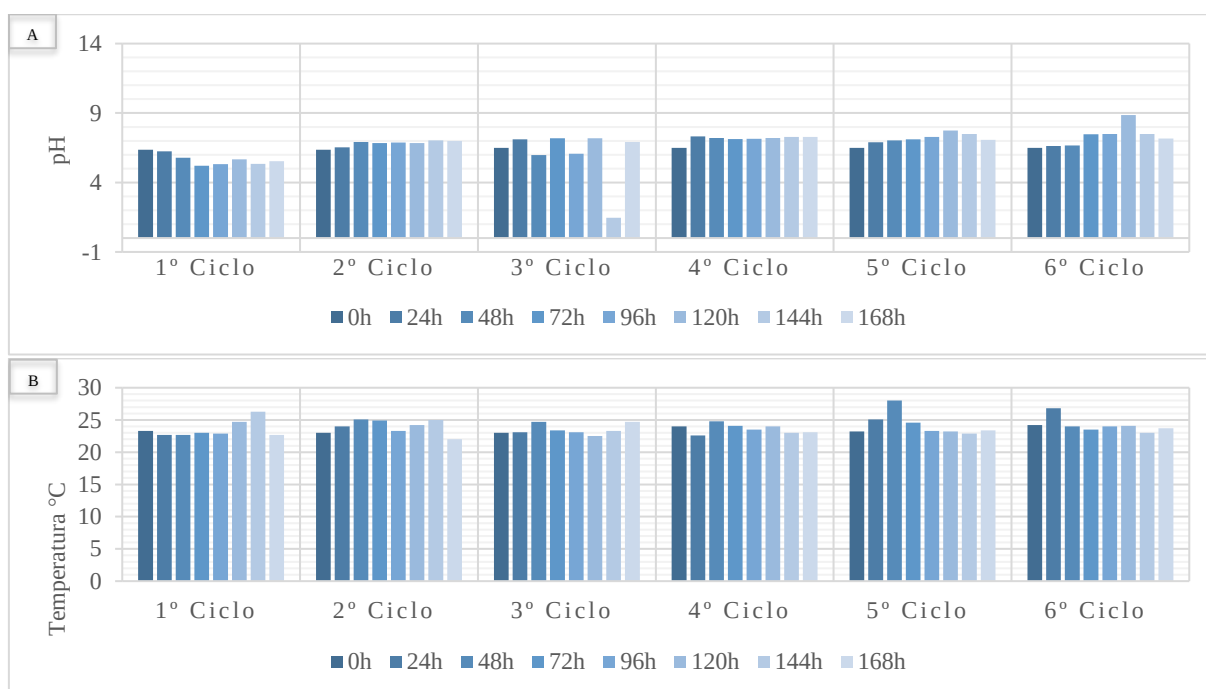
Além disso, Pizato *et al.*, (2017) usam fungo *Lasiodiplodia theobromae* em um biorreator de bancada para avaliar a descoloração de efluentes industriais têxteis, o efluente bruto apresentou valor de DQO inicial de 659 mg/L e, foi verificado uma redução de DQO de aproximadamente 80% entre 48 e 192 h. Ao tratar água residuária contendo atrazina, Lavôr *et al.*, (2010) alcançaram remoção média de DQO de 53%, utilizando um reator de fluxo contínuo com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400 e TDH de 6 h. Os resultados apresentados na literatura mostram semelhanças com os resultados observados, no presente estudo.

De acordo com os padrões de lançamento descritos pela Resolução CONAMA 430/11 e COEMA 02/2017, os resultados alcançados mostram que o fungo *Pleurotus ostreatus* é eficaz no tratamento de efluentes laboratoriais. As concentrações de DQO, inicialmente estavam acima do limite de 600 mg/L estipulado pela COEMA 02/2017 para efluentes não sanitários. Entretanto após o tratamento atenderam aos padrões estabelecidos.

Portanto, o estudo destaca o potencial do *Pleurotus ostreatus* para a degradação de DQO em efluentes industriais laboratoriais. Todos os ciclos analisados demonstram a capacidade do fungo em reduzir a matéria orgânica, com o 5º ciclo sendo particularmente notável por sua eficiência em manter uma alta taxa de remoção ao longo do tempo.

A Figura 34 mostra os valores de pH e temperatura durante os 6 ciclos de análises.

Figura 34 — Ciclos de pH e temperatura no reator R2



Fonte: Autora (2024).

Durante o experimento, o pH e a temperatura apresentaram variações ao longo dos ciclos analisados. Inicialmente, o pH estava relativamente estável, variando entre 6,35 e 6,5, pH de entrada. Contudo, ao longo dos ciclos analisados o pH apresentou variações mais especificamente no 3º, 5º e 6º ciclos. O 5º ciclo teve um aumento, notável entre 120 h (7,74) e 144h (7,49), enquanto o 3º ciclo demonstrou uma queda em 144h, onde o pH caiu para 1,46, o que indica uma queda brusca desse parâmetro. O 1º ciclo mostrou uma diminuição contínua, caindo de 6,35 para 5,34 em 144h. O 2º ciclo manteve um aumento gradual, destacando-se como mais estável, enquanto o 4º Ciclo apresentou uma tendência a aumento, porém mais estável sem muitas variações. O 6º ciclo teve um aumento, especialmente em 120 h (8,85) se destacando com um mais alto dos ciclos avaliados.

De maneira similar, Rodrigues *et al.*, (2004) reportaram uma redução inicial do pH em reatores com *Aspergillus niger* e *Fusarium sp.*, utilizando água residuária sintética com fenol. Segundo Kyriacou *et al.*, (2005), os menores valores de pH geralmente resultam da atividade metabólica dos fungos. E os valores mais altos indicando que os ácidos orgânicos produzidos no meio, pelos fungos, ainda não teriam sido consumidos, pois com o consumo dos ácidos gerados pela fermentação, o pH tende a subir, voltando a valor próximo do inicial (FADIL *et al.*, 2003; KYRIACOU *et al.*, 2005).

Contudo, em relação ao aumento do pH, Sampaio *et al.*, (2004) notaram que, ao tratar água residuária em reatores com fungos como pós-tratamento de reator UASB, o pH do efluente foi consistentemente superior ao do afluente em todos os tempos de detenção (4 h, 2 h e 1 h). Essa elevação foi atribuída à assimilação de nitrato e à remoção de CO₂ devido ao processo de aeração. A literatura indica que a amônia é consumida a pH elevado, em torno de 8, e sua volatilização ocorre somente em pH entre 10,5 e 11,5 (AINSWORTH E SUSSMAN, 1966; METCALF E EDDY, 1991). Griffin (1994) aponta, os fungos frequentemente alteram o pH do meio devido às reações envolvendo ânions e cátions.

Quanto à temperatura, ao analisar as variações nos ciclos, o 5º ciclo se destacou pelo aumento das temperaturas, indo de 23,2°C para 28,0°C em 48h. O 2º ciclo também apresentou um aumento, saindo de 23°C e subindo para 25,1°C em 48h, enquanto o 1º ciclo teve um leve aumento, alcançando 26,3°C em 144h. O 3º ciclo mostrou uma leve diminuição, caindo para 22,5°C em 120h, com o término do ciclo em 24,7°C em 168h. O 4º ciclo manteve temperaturas estáveis, e o 6º ciclo teve um aumento inicial, atingindo 26,8°C em 24h, seguido por oscilações e com uma temperatura de 23,7 no último dia do ciclo. Em resumo, o 5º ciclo apresentou a maior oscilação de temperatura, enquanto o 3º ciclo teve a diminuição mais acentuada, refletindo interações, ou indicando intensa atividade do fungo ou mudanças nas condições do

reator. A literatura indica que fungos como *Phanerochaete chrysosporium* (podridão branca) têm uma alta exigência de temperatura (37 – 39°C) para crescimento (MASARIN, 2018).

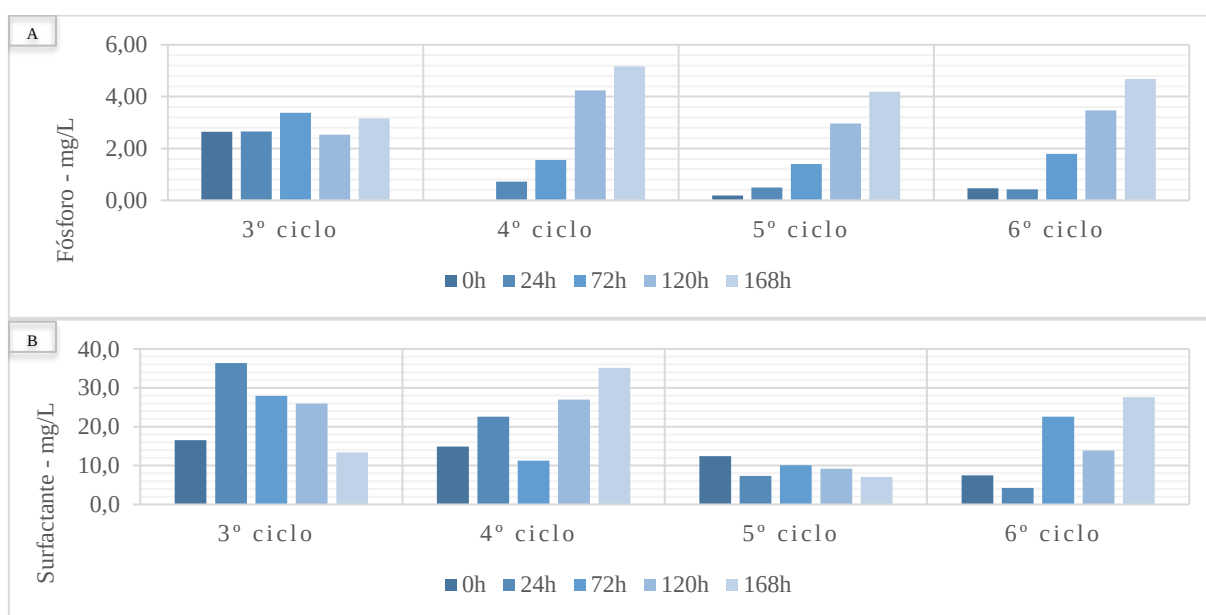
Enquanto espécies do gênero *Pleurotus*, como *Pleurotus ostreatus*, preferem temperaturas mais baixas, com um crescimento ideal em torno de 25°C, em estudos conduzidos por Sale-Campo *et al.* (2008) testaram cinco temperaturas de incubação (22, 25, 27, 30 e 35°C) e verificaram que a de 25°C foi a mais indicada para o crescimento micelial do fungo *Pleurotus ostreatus*. Portanto, a temperatura é um fator ambiental muito importante para as atividades naturais de biodegradação dos fungos, afetando a taxa de crescimento e reprodução dos mesmos. Além disso, as enzimas têm uma temperatura ótima, que propicia uma maior atividade enzimática. Os fungos ambientais possuem diferentes temperaturas ótimas de crescimento, com a maioria crescendo numa faixa com valores entre 25 e 35 °C (ALI, 2010).

No presente estudo a temperatura se manteve dentro dos níveis aceitáveis para o fungo estudado, indicando que a temperatura não foi um fator limitante no tratamento do efluente.

Entretanto, os valores tanto de temperatura como de pH estão dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/11 e COEMA 02/2017, que determinam um intervalo de pH entre 6 e 10 para o lançamento, assim como a temperatura que devem estar inferiores a 40 °C.

A Figura 35 mostra os resultados da análise de fósforo e surfactante do reator R2 do 3º ao 6º ciclo.

Figura 35 — Ciclos de análise de fósforo e surfactante no reator R2



Fonte: Autora (2024).

Ao analisar os resultados expostos, em relação a fósforo e surfactantes, o estudo mostra que os ciclos têm comportamentos similares. Em relação ao fósforo, no 3º ciclo a concentração inicial foi de 2,64 mg/L. Após 24 h, a concentração aumentou para 2,66 mg/L, e após 72 h, para 3,38 mg/L. Ao final de 168 h, a concentração de fósforo foi de 3,16 mg/L. No 4º ciclo, inicialmente o efluente não possuía nenhuma concentração de fósforo. Contudo, ao longo do tempo, a concentração de fósforo foi aumentando dentro do reator, com saídas de 0,73 mg/L após 24 h, 1,56 mg/L após 72 h, e chegou a 5,16 mg/L após 168 h. No 5º ciclo, a concentração inicial foi de 0,19 mg/L. Após 24 h, a concentração aumentou para 0,50 mg/L e, após 72 h, para 1,40 mg/L, chegando em uma concentração final de 4,19 mg/L em 168 h. O 6º ciclo, iniciou com uma concentração de 0,47 mg/L, aumentando para 0,42 mg/L após 24 h e chegou a 4,68 mg/L após 168 h. No entanto, foi observado que em todos os ciclos analisados, não houve remoção de fósforo, o que indica que a concentração de fósforo no efluente aumentou ao longo do tempo, indicando que o fungo não conseguiu eliminar o nutriente como esperado. Esse aumento da concentração de fósforo total pode indicar a formação de metabólitos devido à dessulfuração oxidativa de compostos organofosforados, ocasionando a formação de ortofosfato (COKER *et al.*, 2002).

Além disso, o acúmulo de fósforo no meio pode indicar que o elemento não foi, em grande parte, utilizado pelo metabolismo microbiano, mas apenas armazenado nos vacúolos, na forma de fosfatos e polifosfatos como compostos de reserva e, posteriormente, liberados em função do metabolismo celular (KORNEBERG *et al.*, 1999; LI *et al.*, 2005). Diante do exposto pelos autores, esse comportamento pode indicar que o fungo estava acumulando fósforo em seus vácuos, e não removendo do sistema.

Em relação ao aumento ocorrido, estudos semelhantes conduzidos por Freitas *et al.* (2017) em reatores de bancada com biomassa imobilizada, visando à remoção de pesticidas de matriz aquosa, indicaram um aumento na concentração de fósforo total nos reatores. Segundo os autores, essa concentração aumentou consideravelmente, atingindo valores acima do dobro da concentração inicial de 25,6 mg/L. Além disso, Freitas *et al.*, (2017) observaram que o aumento da concentração de fósforo pode estar associado à inibição de enzimas responsáveis pela assimilação do fósforo. Entretanto, Branco *et al.*, (2001) afirmaram que o aumento da concentração de fósforo pode suprimir os mecanismos de assimilação desse macronutriente pelos microrganismos.

Analisando o desempenho do fungo na remoção de surfactantes, o 5º ciclo se destacou com uma eficiência de remoção de 43,5%. Neste ciclo, a concentração inicial de surfactante de 12,46 mg/L diminuiu consistentemente ao longo do tempo, alcançando 7,04 mg/L em 168 h.

Por outro lado, o ciclo 3 e o ciclo 4 apresentaram desempenhos instáveis. No ciclo 3, a concentração de surfactante variou, começando em 16,56 mg/L sendo reduzida para 13,41 mg/L, a eficiência foi inconsistente. O ciclo 4 também teve um desempenho instável, com a concentração variando de 14,89 mg/L para 35,17 mg/L ao longo do tempo, refletindo em um aumento do surfactante ao longo do ciclo, o mesmo aconteceu no 6º ciclo, que mostrou um aumento de surfactante, com a concentração inicial de 7,50 mg/L aumentando para 27,62 mg/L em 168 h, indicando uma baixa eficiência do fungo na remoção de surfactante.

Entretanto, o ciclo 5 foi o mais eficiente, enquanto os ciclos 3, 4 e 6 apresentaram variações na eficiência, com aumentos na concentração do surfactante ao longo das 168 h.

Estudos conduzidos por Costa *et al.*, (2015) demonstraram taxas de remoção de surfactante variando entre 91% e 96% com a utilização dos fungos *P. crustosum* e *Penicillium chrysogenum* na biodegradação do surfactante (LAS) em concentrações de 7,6 mg/L. No entanto, é importante destacar que concentrações elevadas de surfactante podem inibir o crescimento microbiano, como ressaltado pelo autor. Oliveira *et al.*, (2018) inocularam a cepa do fungo *Phanerochaete chrysosporium* em placas de petri em concentrações de 10mg/L de LAS, afim de verificar seu crescimento sob a ação do poluente LAS. As placas ficaram incubadas em estufa microbiológica a 28°C durante sete dias, e o crescimento do fungo na placa se deu em 72 h, demonstrando uma potencialidade do *Phanerochaete Chrysosporium* para a degradação do LAS. Os resultados apresentados, tanto na literatura quanto no presente estudo, demonstram a capacidade dos fungos em remover surfactantes de efluentes. No entanto, neste estudo, fatores como a composição e a concentração dos surfactantes, além do tipo de efluente utilizado, podem ter influenciado e comprometido a eficiência do fungo em grande parte dos ciclos analisados.

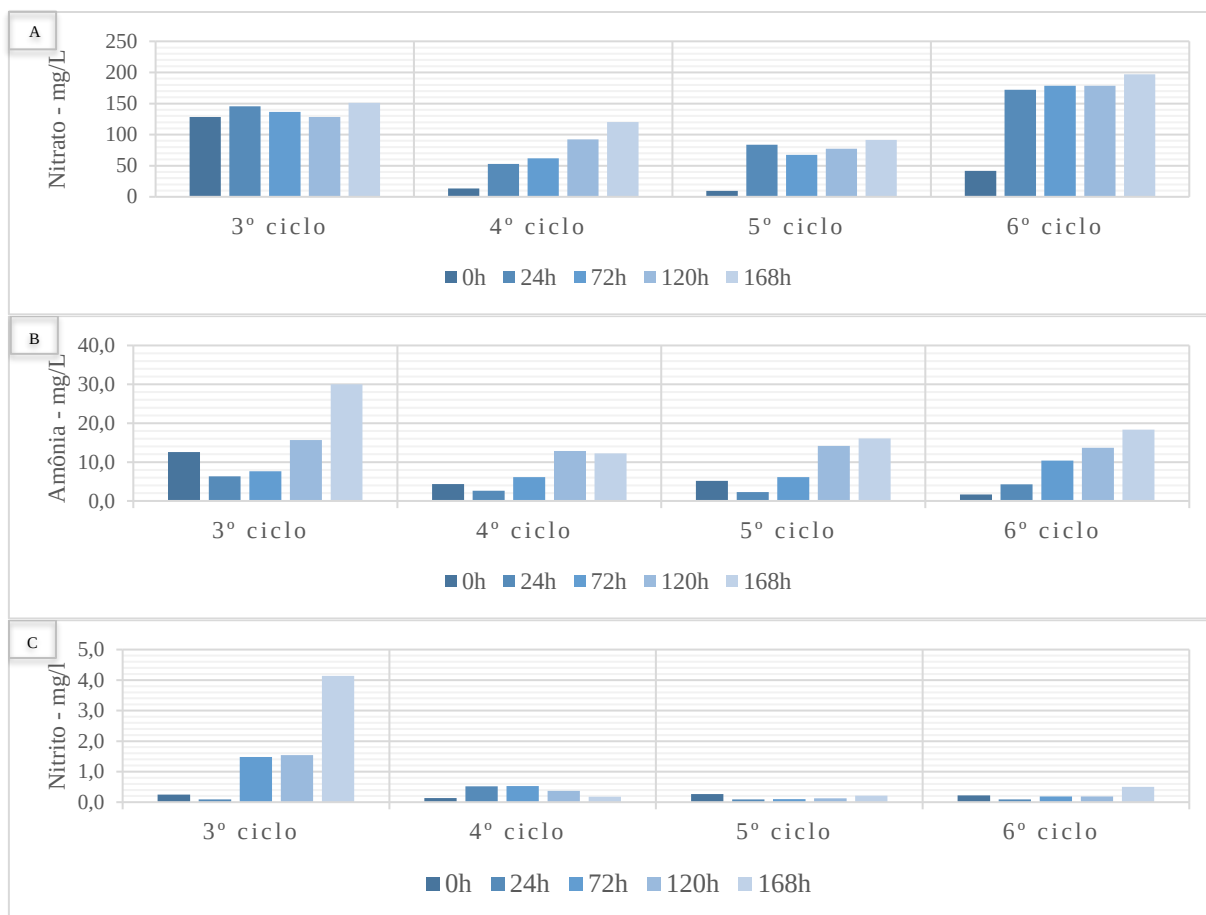
De acordo com a literatura, concentrações específicas desses compostos podem inibir processos biológicos importantes, como a respiração de microrganismos, a ação de enzimas, a nitrificação e a mineralização, dificultando a biodegradação completa dos efluentes (DALZELL *et al.*, 2001; FIELD, 2002; SHCHERBAKJOVA *et al.*, 1999; UTSUNOMIYA *et al.*, 1997).

Apesar dessas limitações, o estudo mostrou que o fungo *Pleurotus ostreatus* foi capaz de remover os surfactantes presentes no efluente, embora com uma eficiência inferior a 50%.

Essa eficiência foi consistente apenas em um dos ciclos analisados, indicando a necessidade de realizar mais ciclos de operação para obter respostas mais conclusivas sobre o potencial de remoção do fungo.

A Figura 36 (A) mostra os resultados das análises do nitrato, a Figura 36 (B) apresenta o resultado das análises de amônia e a Figura 36 (C) mostra os resultados das análises do nitrito no reator R2 do 3º ao 6º ciclo.

Figura 36 — Ciclos de análise de nitrato, amônia e nitrito no reator R2



Fonte: Autora (2024).

A Figura 36 mostra as análises de nitrato, amônia e nitrito nos ciclos analisados ao longo das 168 h, e mostram que durante a operação dos reatores, houve aumento dos parâmetros analisados. No 4º a concentração de nitrito mostrou um aumento, porém o ciclo manteve os níveis relativamente baixos no final das 168h. No 5º ciclo houve reduções iniciais de nitrito, porém com aumento no final do ciclo. No entanto, nesses ciclos, as concentrações de nitrato e amônia aumentaram ao longo das 168 horas. O nitrato passou de 13,33 mg/L no início para 120,27 mg/L ao final, enquanto a concentração de amônia subiu de 4,36 mg/L para 12,26 mg/L no 4º ciclo.

Apesar do menor desempenho na remoção de nitrito nos ciclos 4 e 5, a eficiência geral dos ciclos mostrou que o fungo *Pleurotus* não conseguiu remover nitrato e amônia. Nos ciclos 3 e 6, todos os parâmetros analisados apresentaram aumento. No ciclo 3, a concentração inicial

de nitrato, que era de 128,17 mg/L, subiu para 151,05 mg/L ao final do tratamento, enquanto a concentração de amônia aumentou de 12,57 mg/L para 29,99 mg/L. A concentração de nitrito também apresentou aumento, passando de 0,25 mg/L para 4,14 mg/L. Esses resultados indicam que o ciclo 3 não foi eficiente na remoção dos contaminantes. De forma similar, o ciclo 6 apresentou os piores resultados, com o nitrato aumentando de 41,58 mg/L para 197,11 mg/L, a amônia subindo de 1,67 mg/L para 18,32 mg/L e o nitrito de 0,23 mg/L para 0,50 mg/L.

Esses aumentos apresentados refletem a baixa eficiência do fungo na remoção de todos os contaminantes presentes no efluente analisado.

Contudo, também não se pode deixar de considerar que o aumento de nitrato no meio possa, em parte, estar relacionado à sua liberação pelas células fúngicas, uma vez que estes microrganismos podem armazená-lo, assim como outros nutrientes, excretando-os para o meio externo sempre que requerido, em resposta às necessidades metabólicas dos fungos (LEITE *et al.*, 2006).

As análises dos dados mostram que os ciclos 3 e 5 seguem um padrão semelhante em relação ao aumento da amônia. Inicialmente, as concentrações são altas, mas há uma redução após 24 horas. No entanto, a partir desse período, a concentração de amônia começa a aumentar novamente em todos os ciclos. Alencar *et al.* (2007), em estudos com reatores, observaram concentrações médias de amônia no afluente de 7,87 mg N-NH₃/L. Durante o processo, houve uma síntese de 43% ($\pm$ 37,6%) nos dois reatores analisados, resultando em concentrações médias de amônia no efluente de 10,31 mg N-NH₃/L e 10,62 mg N-NH₃/L. Esses dados indicam que a amônia era menor na entrada do reator e maior na saída, sugerindo que os fungos podem estar produzindo ou liberando amônia. Assim, o processo nos reatores do estudo não apenas deixou de remover a amônia, mas também contribuiu para o aumento de sua concentração. Segundo Li e Kane (2009), na liberação de compostos nitrogenados armazenados no interior dos fungos na forma de aminoácidos para o meio, estes são transformados diretamente a NH₄⁺, o que pode justificar os acúmulos de amônia, em todos os ciclos analisados.

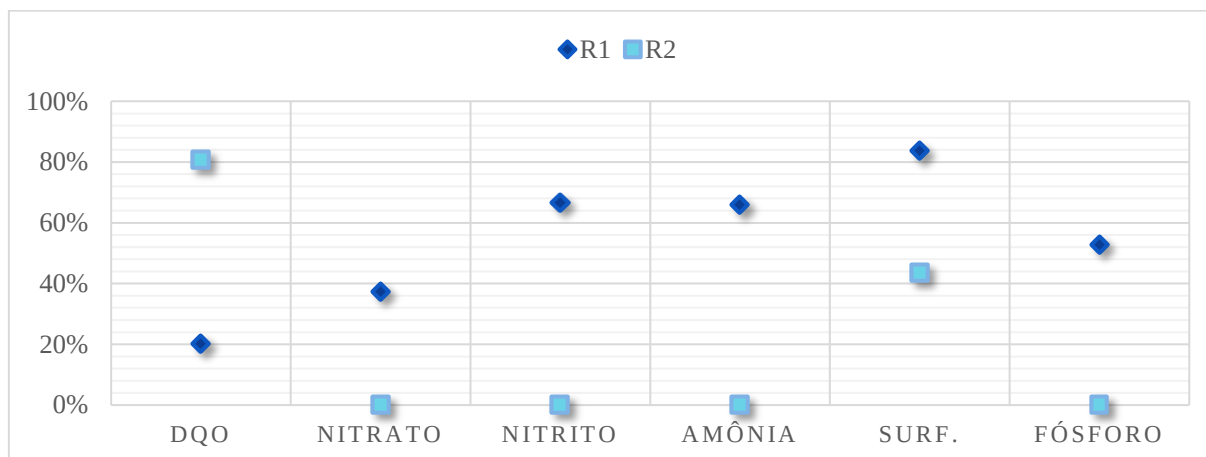
Diante dos dados apresentados, este estudo mostrou que, em todos os ciclos avaliados, não houve remoção de nitrito. Da mesma forma, não foram observadas reduções nas concentrações de amônia e nitrato. Segundo Bertazzoli *et al.* (2002), um dos principais desafios relacionados ao uso de microrganismos, como os fungos basidiomicetos, é sua limitada capacidade de biodegradar determinadas substâncias. O aumento da concentração de poluentes, pequenas variações na estrutura ou composição dos compostos a serem tratados e alterações no pH podem inibir ou até paralisar o metabolismo do microrganismo utilizado.

Por isso, é fundamental implementar um monitoramento contínuo durante o processo de tratamento biológico, garantindo que as condições sejam adequadas para maximizar a eficiência e alcançar resultados satisfatórios.

5.3.3 Percentuais de reduções dos parâmetros obtidos ao final das análises nos reatores em batelada sequencial (R1) e (R2)

A Figura 37 apresenta os maiores percentuais de redução obtidos nos ciclos de operação dos reatores sequenciais R1 e R2 no período de 168 h, correspondente ao último dia de operação.

Figura 37 — Percentuais de reduções obtidos nos reatores R1 e R2 com efluentes do L1 e L2



Fonte: Autora (2024).

Ao analisar os percentuais de reduções obtidos nos reatores sequencial R1 e R2, observa-se que há diferenças na eficiência de reduções entre os dois reatores. O R1 demonstrou melhor desempenho na redução de nitrato, nitrito, fósforo, amônia e surfactante, com valores máximos de redução de nitrato (37,25%), nitrito (66,7%), fósforo (52,7%), amônia (65,8%) e surfactante (83,6%). Por outro lado, o R2 foi mais eficiente na degradação da matéria orgânica (DQO), com 80,6% de redução. Para o surfactante, a maior redução alcançada pelo R2 durante os ciclos foi de 43,5%, inferior à do R1. Em relação ao nitrato, nitrito, amônia e fósforo, não houve redução no R2.

Essas diferenças podem ser atribuídas às características do efluente em cada ciclo operacional, bem como à adaptação do fungo ao efluente, um fator que pode influenciar diretamente o potencial de degradação e a eficiência dos processos biológicos.

5.3.4 Resultados das contagens de colônias

Os resultados obtidos indicam a presença de fungos e bactérias em ambos os reatores avaliados. No entanto, o reator R1 apresentou maior quantidade de bactérias em comparação aos fungos, com concentrações de $12,0 \times 10^3$ UFC/mL de bactérias e $19,6 \times 10^2$ UFC/mL de fungos. Essa predominância bacteriana pode ter influenciado nos resultados relacionados à remoção de DQO, que foi inferior no R1 quando comparado ao reator R2.

Por outro lado, no reator R2, a quantidade de microrganismos foi maior, com $60,0 \times 10^5$ UFC/mL de bactérias e $82,6 \times 10^5$ UFC/mL de fungos, indicando que o consórcio provavelmente favoreceu uma maior eficiência na remoção de DQO, conforme evidenciado nos dados.

Embora o reator R2 tenha apresentado melhor desempenho na remoção de DQO, o reator R1 obteve maior eficiência na remoção de outros parâmetros importantes, como amônia, nitrato, nitrito, surfactantes e fósforo. Essa eficiência pode ser explicada pela interação entre bactérias e fungos no reator R1, mesmo com a menor quantidade de fungos. Baldrian (2004) destaca que interações entre fungos ligninolíticos e bactérias podem aumentar a atividade da lacase, o que pode potencializar a biodegradação e, conseqüentemente, melhorar a remoção de diversos compostos.

Os resultados apresentados no Quadro 4 mostram a quantidade de microrganismos presentes nos reatores. A interação desses microrganismos pode ter influenciado diretamente os processos de remoção. No R2, a elevada quantidade de microrganismo indica que o consórcio de fungos e bactérias podem ter sido determinantes para a maior remoção de DQO, enquanto no R1, a interação específica entre os microrganismos presentes pode ter favorecido a remoção de outros parâmetros.

Quadro 4 — Contagem de colônias

Reatores		
Microrganismos	R1	R2
Bactéria (UFC/mL)	$12,0 \times 10^3$	$60,0 \times 10^5$
Fungos (UFC/mL)	$19,6 \times 10^2$	$82,6 \times 10^5$

Fonte: Autora (2024).

6 CONCLUSÃO

O estudo mostrou que os efluentes dos laboratórios são altamente poluentes, apresentando níveis elevados de DQO, surfactantes, fósforo, nitrato e amônia. Estes dados indicam um potencial poluente dos efluentes, o que ressalta a necessidade de tratamento adequado. Nos experimentos com reatores em batelada agitada, foi observado que para o efluente do L1 o reator RF apresentou melhor desempenho na remoção de DQO, mas o RFG com o auxílio da glicose se destacou especialmente em remoções de nitrato, amônia surfactante e fósforos.

Em contrapartida, com o L2 o reator RF apresentou maior eficiência na remoção dos contaminantes, com os melhores resultados em remoções de DQO, nitrato, surfactante e fósforo. O que demonstra que em relação à remoção de DQO o fungo não tem a necessidade de uma fonte de carbono para os efluentes analisados, visto que para os dois efluentes o reator apenas com o fungo obteve melhores resultados de remoção de matéria orgânica.

Nos reatores em batelada sequencial, os resultados foram menos expressivos em comparação aos reatores em batelada agitada. As maiores remoções de DQO foram observadas no reator R2 com efluente do L2, enquanto o reator R1, com efluente do L1, apresentou melhor desempenho na remoção de nitrato, nitrito, amônia, surfactantes e fósforo.

Em relação aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/11 e COEMA 02/2017, os reatores em batelada agitada demonstraram que *Pleurotus ostreatus* conseguiu reduzir as concentrações de DQO abaixo dos limites estabelecidos. Contudo, os valores de pH não estavam conformes às resoluções para ambos os efluentes. Nos reatores em batelada sequencial, tanto o pH quanto a DQO se adequam aos limites permitidos para lançamento.

Portanto, apesar de *Pleurotus ostreatus* ter demonstrado boa eficiência na redução das variáveis estudadas, ainda há necessidade de mais pesquisas para garantir que o tratamento esteja totalmente em conformidade com os padrões ambientais. Medidas adicionais serão importantes para ajustar os níveis de pH, garantindo assim uma aplicação eficaz e segura deste tratamento biológico.

7 SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

- Realizar mais ciclos nos reatores sequenciais;
- Utilizar outros meios suportes nos reatores;
- Estudar outro fungo, nos ensaios utilizados nos reatores em batelada agitada;
- Utilizar outros fungos em consórcios nos reatores sequenciais;
- Fazer o teste de ecotoxicidade utilizando a cebola;
- Realizar ensaios em reator de fluxo contínuo;
- Implementação de programas com um plano para gerenciar os efluentes oriundos dos laboratórios de pesquisa do IFCE.

REFERÊNCIAS

- ADANE, T.; ADUGNA, A. T.; ALEMAYEHU, E. Textile Industry Effluent Treatment Techniques. **Journal of Chemistry**, 2021.
- AFONSO, J.C.; NORONHA, L.A.; FELIPE, R.P.; FREIDINGER, N. **Gerenciamento de resíduos laboratoriais: recuperação de elementos e preparo para descarte final**. Química Nova, v. 26, n. 4, p. 602-611, 2003.
- AINSWORTH, G. C.; SUSSMAN, A. S. The fungi: an advanced treatise. London: Academic Press. v.1, 426p, 1966.
- AKHTAR, N.; MANNAN, M. **Mycoremediation: Expunging environmental pollutants**. Biotechnology Reports, v. 26, 2020.
- ALBERGUINI, L.B.A.; SILVA, L.C.; REZENDE, M.O.O. **Tratamento de Resíduos Químicos: Guia Prático para a Solução dos Resíduos Químicos em instituições de Ensino Superior**. São Carlos: RiMa, 104 p, 2005.
- ALCÂNTARA, M. C.; LIMA, E. A.; GOES, B. C.; HELM, C. V.; AUER, C. G.; ZEFERINO, I. **Efeitos do ataque de fungos de podridão nas características da madeira de eucalipto**. 2022.
- ALENCAR, M. F. et al. **Remoção de compostos nitrogenados de águas residuárias de refinarias de petróleo através de reatores biológicos com fungos**. Rev. Tecnol. Fortaleza, v. 28, n. 1, p. 85-96. 2007.
- ALI, H. Biodegradation of synthetic dyes: A review. Water, Air, e Soil Pollution, v. 213, n. 1–4, p. 251–273, 2010.
- ALVES, L. C. **Caracterização e tratamento de efluentes de laboratório de análises químicas**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, 163p. 2002.
- ALVES, L. C. HENRIQUE, H. M., XAVIER, A. M. F., CAMMAROTA, M. C. B. **Potential treatment alternative for laboratory effluents**. Bioresource Technology 96 p.1650–1657, 238. 2005.
- ALVES, L. C.; CAMMAROTA, M. C.; FRANÇA, F. P. Inibição de lodo biológico anaeróbio por constituintes de efluente de laboratório de controle de poluição. **Eng. sanit. ambient**. Artigo técnico v.10 – n. 3 - jul-set 2005, p. 236-242, 238p. 2005.
- ALVES, S.S. **Capacidade produtiva e biodegradativa de cogumelos do gênero pleurotus cultivados em resíduos lignocelulósicos**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal da Paraíba. Centro de ciências agrárias, 17p., 2023.
- ANDRADE, F. **Remoção de cor de efluentes têxteis com tratamento de lodos ativados e um polieletrólito orgânico**. 121 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

- ANDRADE, M. **Biodegradação de corante têxtil por uso de reator biológico em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada de *Phanerochaete chrysosporium***. Dissertação (Mestrado), Programa de pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental, 95 p., 2015.
- ANDRADE, M. V. F. **Influência do tempo de detenção hidráulica e das condições nutricionais na remoção de surfactante aniônico de água residuária de lavanderia e seus efeitos na comunidade microbiana**. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2016.
- APHA, American Public Health Association. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 22. ed. [S. l.: s. n.], 2012.
- ARDILA, L. D.; et al. A Brief History of Colour, the Environmental Impact of Synthetic Dyes and Removal by Using Laccases. *Molecules*, v. 26, n. 3813, 2021.
- ARUNPRASATH, T. et al. **Biodegradação do corante trifenilmetano verde malaquita por uma cepa de fungo recém-isolada.** *Biocatálise e Biotecnologia Agrícola* 17: 672-679, 2019.
- ASSAS, N.; AYED, L.; MAROUANI, L.; HAMDI, M. **Decolorization of fresh and stored-black olive Mill wastewaters by *Geotrichum candidum***. *Process Biochemistry*. 38: 361 – 365, 2002.
- BAKRATSAS, GEORGIOS. et al. **Mycoprotein production by submerged fermentation of the edible mushroom *Pleurotus ostreatus* in a batch stirred tank bioreactor using agro-industrial hydrolysate**. *Foods*, v. 12, n. 12, p. 2295, 2023.
- BALDRIAN, P. **Aumento da atividade da lacase durante interações interespecíficas de fungos de podridão branca**, *FEMS Microbiology Ecology*, v. 50, Edição 3, p. 245–253, nov. 2004.
- BATISTA, G.; RAMÓN, A. et al. **Simple screening protocol for identification of potential mycoremediation tools for the elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons and phenols from hyperalkalophile industrial effluents**. *Journal of environmental management*, v. 198, p. 1-11, 2017.
- BEGNINI, B. C.; RIBEIRO, H. B. **Plano para redução de carga poluidora em indústria de laticínios**. *Saúde e Meio Ambiente*. v. 3, n. 1, p. 19 – 30, 2014.
- BELLETTINI, M. B.; FIORDA, F. A.; MAIEVES, H.; TEIXEIRA, G.; HORNUNG, S. A. P. S.; MACCARI-JÚNIOR, A.; RIBANI, R. H. **Factors affecting mushroom *Pleurotus* spp.** *Saudi Journal of Biological Sciences*, v. 26, n. 4, p. 633-646, 2019.
- BENEVIDES, J. A. J.; MARINHO, G. **Degradação de pesticidas por fungos - uma revisão**. *HOLOS*, Natal, v. 2, p. 110-129, 2015.
- BERMUDEZ, V. M. S. **Estudo comparativo de espécies fúngicas para degradar paraquat em reatores em bateladas**. 2018. Dissertação (Mestrado). Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental-Instituto Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

BERTAZZOLI, R.; PELEGRINI, R. **Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo fotoeletroquímico**. Quim. Nova, v. 25, n. 3, p. 477-482, 2002.

BERTINI, LM.; CICERONE, D. **Fomento e inovação com novas tecnologias na faculdade de engenharia FINTDI 2009**. IEEE-RI-TA, 5(1), 13-14, 2009.

BHATTACHARYA, A.; GOLLA, D.; DEY, P.; MALIK, A. Efeitos sinérgicos e antagônicos na biorremediação de metais com aumento da complexidade do metal em um ambiente hexa-metal por *Aspergillus fumigatus*. Internacional J. Meio Ambiente. Res. 14, 761–770, 2020.

BILAL, M.; ADEEL, M.; RASHEED, T.; ZHAO, Y.; IQBAL, H.M.N. **Emerging contaminants of high concern and their enzyme-assisted biodegradation – A review**. Environ Int. v. 124, p. 336–353, 2019.

BRANCO, S.; MURGEL, P.H.; CAVINATTO, V.M. **Compostagem: solubilização biológica de rocha fosfática na produção de fertilizante organomineral**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 6, n. 3-4, p. 115-122, 2001.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA**. Resolução do CONAMA n. 430, de 13 de maio de 2011, 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA**. Resolução Nº 430 de 13/05/2011 (Federal) - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2011.

BRUSCATO, E.C. **Potencial Biotecnológico de Fungos Endofíticos na Descoloração de Corantes da Indústria Têxtil**. 2011. 118. Dissertação de pós-graduação – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

CAMPOS, C. S.; MINHONI, M. T. A.; ANDRADE, M. C. N. **Produtividade de *Pleurotus ostreatus* em resíduos da Amazonia**. Interciencia, v. 35, n. 3, p. 198–201, 2010.

CAMPOS, C.; DIAS, D. C.; VALLE, J. S.; COLAUTO, N. B.; LINDE, G. A. **Produção de biomassa, proteases e exopolis-sacarídeos por *Pleurotus ostreatus* em cultivo líquido**. Arq. Ciênc. Vet. Zool. UNIPAR, Umuarama, v. 13, n. 1, p. 19-24, jan./jun. 2010.

CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de efluentes industriais**. 1 ed. São Paulo: Engenho Editora Técnica, 2009.

CHAI, R.; QIU, C.; LIU, D.; QI, Y.; GAO, Y.; SHEN, J.; QIU, L. β -Glucan synthase gene overexpression and β -glucans overproduction in *Pleurotus ostreatus* using promoter swapping. *PLoS One*, 8(4), e61693. 2013.

CHENG, C.; PHIPPS, D.; ALKHADDAR, R.M. **Thermophilic aerobic wastewater treatment of waste metalworking fluids**, Water and Environment Journal, v. 20, p. 227-232, 2006.

COCKER, J.; et al. **biological monitoring of exposure to organophosphate pesticides**. *Toxicology letters*, v. 134, n. 1–3, p. 97–103, 5 ago. 2002.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – **COEMA**. Resolução nº 02, de 2 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002, e nº 111, de 5 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002. Ceará: COEMA.

COSTA, MF. et al. **Biodegradação do surfactante Linear Alquilbenzeno Sulfonato de Sódio utilizando fungos filamentosos.** XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química. Vol. 1. No. 2. 2015.

COSTA, M. F.; OLIVEIRA, A. M.; OLIVEIRA, E. N. J. **Biodegradation of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) by *Penicillium chrysogenum***, *Bioresource Technology Reports*, Volume 9, 100363, ISSN 2589-014X, 2020.

COSTA, S, L. V. **Tratamento aeróbio de efluente sintético de laticínio usando reatores inoculados com fungos *aspergillus niger*** an 400. 2010.

CULLEN, D. Wood Decay. Em: MARTIN, F. (Ed.). **The Ecological Genomics of Fungi** [s. 3]. First edition. Oxford: John Wiley & Sons, Inc. p. 43 – 62, 2014.

DALZELL, D.J.B. et al. **A comparison of five rapid direct toxicity assessment methods to determine toxicity of pollutants to activated sludge.** *Chemosphere*, v.47, p. 535-545. 2002.

DASGUPTA, D. et al. **Mycoremediation of different wastewater toxicants and its prospects in developing value-added products: A review.** *Journal of Water Process Engineering*, v. 58, p. 104747, 2024.

DE ABREU, J. A. S.; ROVIDA, A. F. D. S.; PAMPHILE, J. A. **Fungos de interesse: aplicações biotecnológicas.** *Revista UNINGÁ Review*, v. 21, n. 1, 2015.

DE LIMA, K. Y.G. et al. Efluentes de laboratórios de pesquisa como fontes de contaminação de oceanos Effluent from research laboratories as sources of ocean contamination. **Brazilian Journal of Development**, v. 8, n. 6, p. 48353-48364, 2022.

DE SOUZA E. Y TENUTA, A. **Redução de riscos de resíduos químicos e impacto ambiental gerados por atividades laboratoriais em instituições de ensino e pesquisa.** *Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas*, 2(46), 187-197. 2010.

DEL ÁLAMO, A. C. et al. **Bioxidação avançada de culturas fúngicas mistas imobilizadas em contadores biológicos rotativos para a remoção de micropoluentes farmacêuticos em um efluente hospitalar real.** *Journal of Hazardous Materials* 425: 128002, 2022.

DEY, PRIYADARSHINI. et al. **Mechanistic insight to mycoremediation potential of a metal resistant fungal strain for removal of hazardous metals from multimetal pesticide matrix.** *Environmental Pollution* 262: 114255, 2020.

DHANAVADE, Maruti J.; PATIL, Prasanna J. Yeast and fungal mediated degradation of synthetic dyes. In: *Current Developments in Bioengineering and Biotechnology*. Elsevier, p. 371-409. 2023.

DOI, S. M. O.; OTAGUIRI, E. S.; DE SOUZA, A. F. **Biodegradação de Corantes e Efluente da Indústria Têxtil por *Pleurotus ostreatus* e *Pycnoporus* spp / Biodegradation of Textile Industry Effluent and Dyes by *Pleurotus ostreatus* and *Pycnoporus* spp.** Brazilian Journal of Animal and Environmental Research, [S. l.], v. 4, n. 3, p. 3226–3233, 2021.

DUWE, R. **Estudo da degradação de efluente kraft por Basidiomicetos.** Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Departamento de Química e Biologia. Curitiba, 2013.

FADIL, K.; CHAHLAOUI, A.; OUAHBI, A.; ZAID, A.; BORJA, R. **Aerobic biodegradation and detoxification of wastewaters from the olive oil industry.** International Biodeterioration e Biodegradation. 51:1: 37 – 41, 2003.

FARACO, V.; PEZZELLA, C.; GIARDINA, P.; PISCITELLI, A.; VANHULLE, S. AND SANNIA, G. **Decolourization of textile dyes by the white-rot fungi *Phanerochaete chrysosporium* and *Pleurotus ostreatus*.** J Chem Technol Biotechnol 84, 414–419. 2009.

FECHINI, G. J. M. **Polímeros Biodegradáveis: Tipos, Mecanismos, Normas e Mercado Mundial.** Editora Mackenzie, São Paulo, 2013.

FERREIRA-SILVA, V. et al. ***Trametes lactinea* and *T. villosa* collected in Brazil are able to discolor indigo carmine.** Acta Botanica Brasilica, v. 36, 2022.

FIELD, J.A. Limits of anaerobic biodegradation. Water Science and Technology, v.45, n.10, p.9-18, 2002.

FREITAS, L.C; CHAVES, A. B.; RODRIGUES, K. Marinho, G. **Emprego de *Aspergillus niger* AN 400 em reatores de bancada para remover pesticida de matriz aquosa.** Artigo Técnico. Eng Sanit Ambient v.22 n.6 nov/dez 2017.

GAYLARD, C. C.; BELLINASSO, M. L.; MANFIO, G. P. **Aspectos biológicos e técnicas da biorremediação de xenobióticos.** Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento, Brasília, v. 8, n. 34, jan. /jun. 2005.

GOMES, C. A.; ISHIKI, H. M.; GIUFFRIDA, R.; DOI, S. M. O. **Utilização de Fungos Basidiomicetos para Biodegradação de Efluentes.** Revista de Tecnologia & Gestão Sustentável. 1, 1 jun. 2022.

GOMES, D.; AKAMATSU, I.; SOUZA, E.; FIGUEIREDO, G. J. B. **Censo paulista de produção de cogumelos comestíveis e medicinais.** Pesquisa & Tecnologia. v. 13. n. 1. 2016.

GONÇALVES, E. V. **Bioprospecção de células fúngicas imobilizadas em espumas comerciais de poliuretano na remoção de fósforo de efluentes domésticos.** 77 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais do Cerrado) - Câmpus Central - Sede: Anápolis - CET - Ciências Exatas e Tecnológicas Henrique Santillo, Universidade Estadual de Goiás, Anápolis, GO. 2024.

GRIFFIN, D.H. Fungal physiology. 2. ed. New York: Wiley-Liss, 1994. GADD, G. **Micotransformação de substratos orgânicos e inorgânicos.** Micologista, 18 (2), 60-70, 2004.

GUIMARÃES, L. B. et al. **Potencial de aproveitamento da energia solar para aquecimento de água nas lavanderias industriais do apl de confecções do agreste de Pernambuco.** In: VII Congresso Brasileiro de Energia Solar CBENS, 2018.

HASS, C. L.; MONTEIRO, F. C.; KLOSS, J. R.; FUJIWARA, S. T. Bentonite clay modified with Nb₂O₅: **An efficient and reused photocatalyst for the degradation of reactive textile dye.** Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, v. 388, p. 112084, 2020.

HEINZ, O. L. **Processos Fenton combinados fúngicos e foto-oxidativos para o tratamento de efluentes de resíduos industriais laminados de madeira.** Jornal de materiais perigosos, v. 379, p. 120790, 2019.

HEINZ, O. L. **Aplicação do Fungo de degradação branca pleurotus ostreatus (EB016) na biorremediação do efluente da indústria de compensado.** Dissertação, Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2017.

HOSSEINI, Z.; GHANEIAN, MT.; GHAFOURZADE, M.; JAFARI, N. A. **Bioremediação de efluentes da indústria de reciclagem de papelão usando cultura fúngica mista", Pigment e Resin Technology**, vol. 51 No. 1, pp. 118-125, 2022.

HOUBRON, E.; ZEPEDA, A.; SÁNCHEZ, L.; RUSTRIÁN, E. **Tratamento integral de águas residuais de cerveja usando um reator sequencialmente descontinuado.** Informação tecnológica, 13(3), 9-12, 2002.

HULTBERG, M.; BODIN, H. Fungi-based treatment of brewery wastewater—biomass production and nutrient reduction. Applied microbiology and biotechnology, v. 101, n. 11, p. 4791-4798, 2017.

IFCE, **Instituto Federal do Ceará. Laboratório de Tecnologia Ambiental I e II.** [S. l.] 21 fev. 2022. Disponível em: https://ifce.edu.br/fortaleza/laboratorios/copy_of_laboratorio-modelo-2. Acesso em: 4 jan. 2023.

JARDIM, W. F. (2018). **Laboratório de Química Ambiental.** UNICAMP. RECUPERADO DE <[HTTP://LQA.IQM.UNICAMP.br](http://LQA.IQM.UNICAMP.br)>. Acesso em 10 novembro 2023.

JARDIM, G.C. **Redução de fósforo no efluente industrial de uma cervejaria em Uberlândia/Minas Gerais.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2021.

JUNIOR, N. L. **Sistemas de tratamento para água e efluentes.** Curitiba, 2020. Contentus, 55 p.

JURADO, E. et al, **simplified spectrophotometric method using methylene blue for determining anionic surfactants:** Applications to the study of primary biodegradation in aerobic screening tests, Chemosphere v.65 p. 278-285, 2006.

KAUSHIK, P.; MALIK, A. Fungal dye decolourisation: recent advances and future potential. Environment international, v.35, 1, p. 127–41, 2009.

KHAN, M. D. et al. **Current perspectives, recent advancements, and efficiencies of various dye-containing wastewater treatment technologies.** Journal of Water Process Engineering, v. 53, 2023.

KIST, C. P.; SCHERER, C. E.; SOARES, M.; RODRIGUES, M. B. Biodegradation of nitroaromatic compounds in Red Water by white rot fungi *Pleurotus ostreatus* and *floridiae*. Revista Ambiente e Água, 15, e2594. 2020.

KORNEBERG, A.; RAO, N.N.; AULT-RICHE, D. **Inorganic polyphosphate: a molecule of many functions.** Annual Reviews Biochemistry, v. 68, p. 68-89, 1999.

KŘESINOVÁ, Z.; LINHARTOVÁ, F.; EZECHIAŠ, M.; MAŠÍN, P.; CAJTHAML, T. **Biodegradation of endocrine disruptors in urban wastewater using *Pleurotus ostreatus* bioreactor.** New Biotechnology, v. 43, p. 53-61, 2018.

KÜES, U. Fungal enzymes for environmental management. **Current opinion in biotechnology**, v. 33, p. 268-278, 2015.

KYRIACOU, A.; LASARIDI, K. E.; KOTSOU, M.; BALIS, C.; PILIDIS, G. **Combined bioremediation and advanced oxidation of green table olive processing wastewater.** Process Biochemistry. 40: 1401 – 1408, 2005.

LAVÔR, M.; LIMA, L.; FIRMINO, S.; ARAÚJO, R.; RODRIGUES, K.; MARINHO, G. **Uso de *Aspergillus niger* AN 400 como Inóculo de Reator de Escoamento Contínuo para Remoção de Atrazina.** In: Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste de Educação Tecnológica, 5. **Anais.** Sergipe, 2010.

LEITE, C.L.; GROPOSO, C.; DRESCHLER-SANTOS, E.R.; FIGUEIREDO, N.F.; GODINHO, P.S.; ABRÃO, R.L. **A particularidade de ser um Fungo – I. Constituintes celulares.** Biotemas, v. 19, n. 2, p. 17-27, 2006.

LI, S.C.; KANE, P.M. **The yeast lysosome-like vacuole: endpoint and crossroads.** Biochimica et Biophysica Acta, v. 1793, n. 4, p. 650- 663, 2009.

LI, X.; ZHAO, G.; YUAN, Y. **A strategy of phosphorous feeding for repeated fed – batch fermentation of Penicillin G.** Biochemical Engineering Journal, v. 27, p. 53-58. 2005.

LIMA, J. R. N., ABREU, F. O. M. S. **Produtos Naturais Utilizados como Coagulantes e Floculantes para Tratamento de Águas: Uma Revisão sobre Benefícios e Potencialidades.** Revista Virtual de Química, 10 (3), 709-735, 2018.

LOPES, M.S.S. et al. **Remoção de macronutrientes de efluente da indústria de castanha de caju por uso de reator aeróbio em batelada com inóculo fúngico.** Eng Sanit Ambient v.16 n.1, 2011.

LÓPEZ, C.; BUITRÓN, G.; GARCÍA, H.; CERVANTES, F. **Tratamiento biológico de aguas residuales: principios, modelagem e design.** Londres. Publicação da IWA. 2017.

LU, Y.L.; SONG, S.; WANG, R.S.; LIU, Z.Y.; MENG, J.; SWEETMAN, A.J.; JENKINS, A.; FERRIER, R.C.; LI, H.; LUO, W.; WANG, T.Y. **Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China.** Environ. Int. 77, 5e15, 2015.

MACHADO, I.F.C.; SCHULTZ, J.; PERALTA-ZAMORA, P.; MANGRICH, A. S. **Contribuição química para o plano de gerenciamento de águas residuais de serviços de saúde.** Quím Nova. v. 40, n. 5, p. 548-553, 2017.

MADAN, S. et al. **A review on bioremediation of pulp and paper mill effluent – An alternative to conventional remedial technologies.** Journal of Applied and Natural Science, v. 10(1), p. 367-374, 2018.

MADIGAN, M.T. Microbiologia de Brock. 12.ed. Porto Alegre: Artmed.2010.

MAITY, K. K. et al. **A heteropolysaccharide from aqueous extract of an edible mushroom, *Pleurotus ostreatus cultivar*: structural and biological studies.** Carbohydrate Research, v. 346, n. 2, p. 366–372, 2011.

MASARIN, F. et al. Polpação quimiomecânica de *Eucalyptus grandis* biotratado por *Phanerochaete chrysosporium*. 2018.

METCALF, EDDY. Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 3ed. New York: Mc Graw-Hill. 1334p. 1991.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos.** 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MIAO, Y.; FAN, C.; GUO, J. **China's water environmental problems and improvement measures.** Resour. Econ. Environ. Prot. 3, 43e44, 2012.

MISHRA, S.P. **Remoção de íons de metais pesados de efluentes industriais de cobre e zinco usando *Penicillium* sp.** Int. J. Environ. Sci. Technol. 19, 9107–9114, 2022.

HAMZA, M. F. et al. Functionalization of magnetic chitosan microparticles–Comparison of triene and trithione grafting for enhanced silver sorption and application to metal recovery from waste X-ray photographic films. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 10.3, 2022.

MORE, T.T.; YAN, S.; TYAGI, R.D.; SURAMPALLI, R.Y. **Potential use of filamentous fungi for wastewater sludge treatment.** Bioresource Technology, v. 101, ed. 20, p. 7691-7700, 2010.

OLIVEIRA, F.J.; FRANÇA, F.P. **De Increase in removal of polycyclic aromatic hydrocarbons during bioremediation of crude oil-contaminated sandy soil.** Applied Biochemistry and Biotechnology, v.124, p.593-603, 2005.

OLUKANNI, D.O.; EBUETSE, M.A.; ANAKE, W.U. **Drinking water quality and sanitation issues: a survey of a semi-urban setting in Nigeria.** International Journal of Research in Engineering and Science 2, 58e65, 2014.

ORTIZ-MONSALVE, S. **Micorremediação de efluentes de tingimento de couro usando cepas de fungos nativo.** Tese de Doutorado (Eng. Química). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2019.

ORZECZOWSKI J, R. JR.; SILVEIRA, M.L.L.; BONATTI-CHAVES, M.; FURLAN, S. **Avaliação do potencial de descoloração e de detoxificação de corantes têxteis por lacase de *pleurotus sajor-caju***. Evidência, v. 18, n. 1, p. 59-80, 2018.

OTTONI, C. **Descoloração De Corantes Têxteis Por Fungos ligninolíticos Em Condições De pH E Salinidade Elevada**. Tese de Doutorado. Universidade do Minho (Portugal). 2012.

PADRI, MOHAMAD et al. **Aplicação de *Aspergillus niger* F5 como uma técnica alternativa para colheita de microalgas e como um tratamento de remoção de fósforo para águas residuais de efluentes de biogás de mandioca**. Journal of Water Process Engineering V.46. 02524, 2022.

PALLI, L.; CASTELLET-ROVIRA, F.; PÉREZ-TRUJILLO, M.; CANIANI, D.; SARRÀ-ADROGUER, M. GORI, R. **Avaliação preliminar de *Pleurotus ostreatus* para a remoção de produtos farmacêuticos selecionados provenientes de águas residuais hospitalares**. Biotechnol Progress, v. 33: 1529-1537. 2017.

PATEL, A. K.; SINGHANIA, R. R.; ALBARICO, F. P. J. B.; PANDEY, A.; CHEN, C.; DONG, C. **Organic wastes bioremediation and its changing prospects**. Science of the total environment, v. 824, p. 153889, 2022.

PATEL, V.R., BHA AT, N.S., BBHATT, H. **Involvement of ligninolytic enzymes of *Myceliophthora vellerea* HQ871747 in decolorization and complete mineralization of Reactive Blue 220**. Chemical engineering journal. v.233, p. 98–108. 2013.

PATEL, Y.; NARAIAN, R.; SINGH, V.K. Medicinal properties of *Pleurotus* species (Oyster Mushroom): A Review. World Journal of Fungal and Plant Biology, v.3 n.1, p.01-12, 2012.

PEREIRA, C. A. M.; BRITO, N. N. **Integration of treatment technologies with Fenton reagent for laboratory effluent remediation**. Rev. Ambient. Água v. 13 n. 5, 2243, 2018.

PEREIRA, J.F.; LIMA, J.O.; ROCHA, R.B.; MEDINA, P.X.L.; ARAÚJO, E.F.; QUEIROZ, M.V. **Nitrato redutase em fungos filamentosos**. Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento. 2003.

PEREIRA, P. M. **Avaliação do potencial de fungos na degradação do herbicida atrazina**. 2011. 77 f. Dissertação (Mestrado) – Fundação Oswaldo Cruz, Instituto Nacional de Controle de Qualidade em Saúde, Programa de Pós-Graduação em Vigilância Sanitária, Rio de Janeiro, 2011.

PESCIAROLI, L. **Proprietà filmogene del fungo *Pleurotus ostreatus*: produzione, caratterizzazione e risposta a contaminanti ambientali**. Dipartimento di scienze ecologiche e biologiche. Tesi di dottorato. Università Deglistudidella Tuscia 2013.

PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. **A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring**. Water Research, v. 72, p. 3-27, 2015.

PINHEIRO, G. L.A. **Gerenciamento de resíduos químicos: estudo de caso em Hospital de Ensino localizado no município do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental). Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, p.123, 2017.

PIZATO, E.; LOPES, C. A.; ROCHA, C. D.; BARBOSA, M. A.; CUNHA, A. M. Caracterização de efluente têxtil e avaliação da capacidade de remoção de cor utilizando o fungo *Lasiodiplodia theobromae* MMPI. *Rev. Eng Sanit Ambient* | v.22 n.5, p.1027-1035. 2017.

PREISENDANZ, H. E.; BARNES, R. G.; MASHTARE, M. L.; LINTERN, A.; MINA, O.; WILLIAMS, C.; ELLIOTT, H.A. **The emergence, trajectory, and impacts of emerging contaminants.** publications in the Journal of Environmental Quality. *J Environ Qual.* v. 50, n. 6, p. 1339-1346, 2021.

PRZYSTAS, W.; GODLEWSKA, Z.E.; SOTA, G.E. Efficacy of fungal decolorization of a mixture of dyes belonging to different classes. **Brazilian Journal of Microbiology** v. 46, n.2, p. 415-424, 2015.

QING, W.; ZHIMING, Y, **Industrial water pollution, water environment treatment, and health risks in China,Environmental Pollution**,V. 218, p.358-365, ISSN 0269-7491, 2016.

QUEISSADA, D.D.; SILVA, F.T.; PAIVA, T.C.B. **Tratamentos integrados em efluente metal-mecânico: precipitação química e biotratamento em reator do tipo air-lift (aplicações biotecnológicas).** Departamento de Biotecnologia, *Eng Sanit Ambient* v.16 n.2, p. 181-188 – Lorena (SP), 2011.

RAJPUT, RAVISH.; SINGH, M. S.; SANJAY, K. S. **Biodegradação de Efluentes Lácteos por Isolados Fúngicos Endógenos no Sistema Integrado de Tratamento de Águas Residuais.** *Journal of Water Chemistry and Technology* v.44.n.1 p. 48-55, 2022.

RAMM, J. G.; DORSCHIED, G. L.; PASSOS, C. G.; SIRTORI, C. **Development of a Waste Management Program in Technical Chemistry Teaching.** *Journal of Chemical Education.* 95 (4), 570–576, 2018.

RIBEIRO JW, ROOKE JMS. **Saneamento básico e sua relação com o meio ambiente e a saúde pública.** Trabalho de Curso. (Especialização em Análise Ambiental), Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 28 pp, 2010.

RIOS, I. H. R. **Estudo de risco de contaminação de aquíferos da região de Feira de Santana como ferramenta de apoio à gestão de gerenciamento das águas subterrâneas.** [S. l.], 2021.

RODRIGUES, K. A.; MARINHO, M.M.S. Fungos e águas residuárias industriais: nova tecnologia. Recife: Imprima, 2012.

RODRIGUES N. M.; MOREIRA, D. C. **Determinação do volume de resíduos químicos gerados no Laboratório de Solos da Fundação Universidade Federal do Tocantins.** *Revista Desafios*, v.3 n.1, p.1-12, 2016.

RODRIGUES, K. et al. **Remoção de BTEX por fungos em reator aeróbio de escoamento contínuo.** *Arquivos Do Instituto Biológico*, v. 22, n. 4, p. 809–820, 2017.

RODRIGUES, K. **Uso de reatores biológicos com fungos para remoção de fenol de água residuária sintética.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil, área de concentração em hidráulica e Saneamento) - Escola de engenharia de são Carlos, Universidade de São Paulo, 2006. Universidade de São Paulo, Brasil, 2006.

ROSA, A. F. **Imobilização de fungos filamentosos para o tratamento de efluente têxtil.** Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia de Fungos. Recife, 2018.

ROSSETTINI, J. S. **Utilização do fungo aspergillus niger em processos biológicos de tratamento de efluentes industriais: revisão de literatura.** Diretoria de pesquisa e pós-graduação. Artigo científico. Especialização em gestão ambiental em municípios. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2015.

ROUKAS, T.; HARVEY, L. **The effect of pH on production of citric and gluconic acid from beet molasses using continuous culture.** Biotechnology Letters 1988.

ROUSHDY, R.; SIEVERDING, M.; RADWAN, H. **The Impact of Water Supply and Sanitation on Child Health: Evidence from Egypt.** New York Population Council, New York, 2012.

SALES-CAMPOS, C.; EIRA, A.F.; JESUS, M.A.; CAMPAGNOLLI, F.; ANDRADE, M.C.N. **Crescimento micelial de Pleurotus ostreatus em resíduo de Simarouba amara.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 43, n. 11, p. 1633-1635, 2008.

SAMPAIO, G. M. M.S. et al. **Pós-tratamento de Efluentes de um Reator UASB Através de um Reator Biológico com Fungos.** Associação Brasileira de Engenharia Sanitaria e Ambiental. V.9, n1, p 73-81, 2004.

SANTANA, M.E. et al. **tratamento biológico de efluente empregando Bioaumentador –** Ponta Grossa, PR: Atena Editora. – (Ciência, Tecnologia e Inovação. Desafio para um Mundo Global; v. 1) 2019.

SANTOS, G. K. S. **Isolamento de fungos filamentosos em sistema aberto de tratamento do soro do leite por microalgas.** 2023. 52 f. (Bacharelado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2023.

SANTOS, J. F.A. **Potencial do fungo Trametes lactinea nos processos de descoloração e degradação enzimática do corante têxtil índigo carmim.** TCC - Ciências Biológicas. Universidade Federal da Paraíba. 2024.

SCHERER, E.C. **Integração de Processos para Tratamento de Efluente da Indústria Madeireira de Produção de Laminados: Processos de Oxidação Avançada e Biorremediação Fúngica,** 2022.

SELIM, M.T.; SALEM, S.S.; MOHAMED, A.A.; EL-GAMAL, M.S.; AWAD, M.F.; FOUDA, A. **Biological Treatment of Real Textile Effluent Using Aspergillus flavus and Fusarium oxysporium and Their Consortium along with the Evaluation of Their Phytotoxicity.** J. Fungi, v.7, p.193, 2021.

SENTHILKUMAR, S.; et al. **Decolourisation potential of white-rot fungus Phanerochaete chrysosporium on synthetic dye bath effluent containing Amido black 10B.** Journal of Saudi Chemical Society. 18, p. 845–853, 2011.

SHCHERBAKOVA, V.A.; LAURINAVICHUS, K.S.; AKIMENKO, V.K. **Toxic effect of surfactants and probable products.** of their biodegradation methanogenesis in an anaerobic microbial community. Chemosphere. v.39, p.1801-1870, 1999.

SILVA, R. M. **Resíduos agroindustriais de sisal, dendê e cacau na produção de *Pleurotus ostreatus*** / Tese (Doutorado em Ciências Agrárias) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. Cruz das Almas, BA, 2018.

SINGH, H. **Mycorremediation**. New Jersey: John Wiley & Sons, 592p. 2006.

SOPHIA A. C.; LIMA, E. C. **Removal of emerging contaminants from the environment by adsorption**. Ecotoxicol Environ Saf. v. 150, p. 1–17, 2018.

SOUZA, N. A. **Estudo da degradação de água residuária sintética dopada com os pesticidas atrazina, metil paration, paraquat e deltametrina em reatores em batelada inoculados com a espécie fúngica *Aspergillus niger* AN 400**. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza -CE, 2012.

TEIXEIRA, M. F. S.; SILVA, T. A.; PALHETA, R. A.; CARNEIRO, A. L. B.; ATAYDE, H. M. (Orgs). **Fungos da Amazônia: uma riqueza inexplorada** (aplicações biotecnológicas). Manaus: EDUA, 255.p, 2011.

TORTORA, G. J.; CASE, C. L.; FUNKE, B. R. **Microbiologia** (12ª Edição). Editora Artmed. 2016.

UTSUNOMIYA, A. et al. **Toxic effects of linear alkylbenzene sulfonate, quaternary alkylammonium chloride and their complexes on *dunaliella* sp.** And *chlorella pyrenoidosa*. Environmental Toxicology and Chemistry. v. 16, n. 6 p.1247-1254, 1997.

VIEIRA, G. L, et. al. **Consórcio microbiano associado à marinha aplicado à desintoxicação e descoloração de corantes têxteis RBBR: abordagem combinada e análise metatranscriptômica**. Chemosphere v.267, 129190. 2021.

VINCIGUERRA, V.; D'ANNIBALE, A.; MONACHE, G. D.; SERMANI, G. G. **Correlated effects during the bioconversion of waste olive waters by *Lentinus edodes***. Bioresource Technology. 51: 2211 - 276. 1995.

VOIGT, C.L. **Biodegradação do surfactante linear alquilbenzeno sulfonato de sódio em dois detergentes líquidos comerciais utilizando fungo filamentosos *penicillium crustosum***. Impactos das Tecnologias na Engenharia Química 3. Editora Atena. Ponta Grossa -PR. 2019.

VYMAZAL, J. **Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review**. Ecological Engineering. v.73, p.724-751, 2014.

WANDERLEY, C. R. P. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará, Brasil, 2007.

WITTEVEN, C.F.B. **Gluconate formation and polyolmetabolismo in *Aspergillusniger***. 1993.128f. Thesis.Wageningen University. Wageningen, 1993.

YESILADA, O. S.; CING, D. ASMA. **Decolourisation of the textile dye Astrazon Red FBL by *Funalia trogii* pellets**,Bioresource Technology,V. 81, n. 2, p.155-157, 2002.

ZHANG, D.; GERSBERG, R.M.; NG, W.J.; TAN, S.K. **Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: a review**. Environ Pollut. 2014.