

UFRRJ

**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA
SAÚDE CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
FITOSSANIDADE E BIOTECNOLOGIA APLICADA**

DISSERTAÇÃO

**POTENCIAL BIORREMEDIAÇÃO DE ÁGUA
RESIDUÁRIA UTILIZANDO BIOMASSA FÚNGICA**

Maria Clara de Sá Costa

2025



**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FITOSSANIDADE E
BIOTECNOLOGIA APLICADA**

**POTENCIAL BIORREMEDIAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA UTILIZANDO
BIOMASSA FÚNGICA**

MARIA CLARA DE SÁ COSTA

Sob a Orientação do Professor

Ricardo Luiz Louro Berbara

e Co-orientação do Professor

Henrique Vieira de Mendonça

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Fitossanidade e Biotecnologia Aplicada, no Curso de Pós-Graduação em Fitossanidade e Biotecnologia Aplicada da UFRRJ, área de Concentração em Biotecnologia Aplicada.

Seropédica, RJ

Dezembro de

2025

Ficha catalográfica
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro Biblioteca Central
/ Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C837P Costa, Maria Clara de Sá , 1990-
 Potencial Biorremediação de Água Residuária
 Utilizando Biomassa Fúngica / Maria Clara de Sá
 Costa. - Seropédica-RJ, 2025.
 25 f.: il.

 Orientador: Ricardo Luiz Louro Berbara .
 Coorientador: Henrique Vieira de Mendonça.
 Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em
Fitossanidade e Biotecnologia Aplicada, 2025.

 1. Biorremediação. 2. Micorremediação. 3. Fungos.
4. Basidiomicetos. 5. Efluentes. I. Berbara , Ricardo
Luiz Louro , 1957-, orient. II. Mendonça, Henrique
Vieira , 1984-, coorient. III Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em
Fitossanidade e Biotecnologia Aplicada. IV. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM FITOSSANIDADE E BIOTECNOLOGIA APLICADA

MARIA CLARA DE SÁ COSTA

Trabalho de Conclusão de Curso submetido como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Fitossanidade e Biotecnologia Aplicada, no Curso de Pós-Graduação em Fitossanidade e Biotecnologia Aplicada. Área de Concentração em Biotecnologia Aplicada.

APROVADA EM: 19/12/2025



Documento assinado digitalmente

RICARDO LUIZ LOURO BERBARA

Data: 24/06/2026 16:01:40-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Ricardo Luiz Louro Berbara Dr. UFRRJ
(Orientador)



Documento assinado digitalmente

SAEL SANCHEZ ELIAS

Data: 03/07/2026 11:48:19-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Sael Sánchez Elías



Documento assinado digitalmente

ORLANDO CARLOS HUERTAS TAVARES

Data: 22/06/2026 17:17:37-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Orlando Carlos Huertas Tavares

RESUMO

A biorremediação, em especial a micorremediação por fungos ligninolíticos, é apresentada como tecnologia promissora pela elevada capacidade enzimática desses organismos em degradar compostos orgânicos recalcitrantes em condições ácido-orgânicas típicas de efluentes industriais. O objetivo central foi analisar o potencial de biodegradação de *Pleurotus ostreatus* e *Pycnoporus sanguineus* em efluente de cervejaria, avaliando a remoção de matéria orgânica e nutrientes e a conformidade com os padrões CONAMA. Os fungos foram cultivados em meio BDA para produção de inóculo, posteriormente inoculado em biorreatores aerados em bateladas, em dois tratamentos: R1 (*P. ostreatus*) e R2 (*P. sanguineus*). As eficiências de remoção para NT, NH_4^+ , NO_3^- , P, DQO, DBO e COT foram elevadas, em geral entre aproximadamente 90–100%, em ambos os tratamentos, caracterizando um sistema de biorremediação robusto. Houve diferença estatística entre R1 e R2 para NT e NH_4^+ , com melhor desempenho de R2 em nitrogênio total e maior remoção de amônio em R1, enquanto para NO_3^- , fósforo, DQO, DBO, e COT não se observaram diferenças significativas. Conclui-se que *Pleurotus ostreatus* e *Pycnoporus sanguineus* apresentam alto potencial como agentes micorremediadores em efluentes de cervejaria, permitindo remoções expressivas de matéria orgânica e nutrientes e enquadrando o efluente tratado nos padrões legais, especialmente para DBO e NH_4^+ . O sistema indica viabilidade técnica para aplicação em escala, contribuindo para o atendimento às metas de qualidade dos corpos receptores conforme CONAMA 357/2005 e para os objetivos de sustentabilidade relacionados à gestão de águas residuárias.

Palavra-chave: Biorremediação; Micorremediação; Fungos; Basidiomicetos; Efluentes

ABSTRACT

Bioremediation, especially mycoremediation by ligninolytic fungi, is presented as a promising technology due to the high enzymatic capacity of these organisms to degrade recalcitrant organic compounds in acidic-organic conditions typical of industrial effluents. The main objective was to analyze the biodegradation potential of *Pleurotus ostreatus* and *Pycnoporus sanguineus* in brewery effluent, evaluating the removal of organic matter and nutrients and compliance with CONAMA standards. The fungi were cultivated in BDA medium for inoculum production, subsequently inoculated in batch aerated bioreactors in two treatments: R1 (*P. ostreatus*) and R2 (*P. sanguineus*). The removal efficiencies for NT, NH_4^+ , NO_3^- , P, COD, BOD, and TOC were high, generally between approximately 90–100% in both treatments, characterizing a robust bioremediation system. There was a statistical difference between R1 and R2 for TN and NH_4^+ , with R2 performing better in total nitrogen and greater ammonium removal in R1, while for NO_3^- , phosphorus, COD, BOD, and TOC no significant differences were observed. It is concluded that *Pleurotus ostreatus* and *Pycnoporus sanguineus* have high potential as mycoremediation agents in brewery effluents, allowing significant removal of organic matter and nutrients and bringing the treated effluent into compliance with legal standards, especially for BOD and NH_4^+ . The system indicates technical feasibility for large-scale application, contributing to the fulfillment of quality targets for receiving bodies in accordance with CONAMA 357/2005 and to sustainability objectives related to wastewater management.

Keywords: Bioremediation; Mycoremediation; Fungi; Basidiomycetes; Effluents

Sumário

1 INTRODUÇÃO	8
2 OBJETIVOS	9
2.1 Objetivo geral	9
2.2 Objetivos Específicos	9
3 REVISÃO DE LITERATURA	10
3.1 Pauta ambiental	10
3.2 Biorremediação	11
3.2.1 Micorremediação	11
3.2.2 Aspectos gerais dos fungos biorremediadores	11
3.3 Reino Fungi	12
3.3.1 Filo Basidiomycota	12
3.3.2 Ordem Agaricales	13
3.3.2.1 <i>Pleurotus ostreatus</i>	14
3.3.2.2 <i>Pycnoporus sanguineus</i>	15
3.4 Efluentes	16
3.4.1 Qualidade do efluente	16
3.4.2 Efluentes de cervejaria	17
3.4.3 Tratamento de efluentes de cervejarias	18
4 MATERIAL E MÉTODOS	19
4.1 Microrganismos	19
4.2 Inóculos	20
4.3 Efluente	20
4.4 Biorreatores	21
4.5 Biorremediação	22
5 RESULTADOS	24
5.1 Comportamento dos tratamentos	24
5.2 Biorremediação do Efluente	25
6 CONCLUSÕES	28
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29

1 INTRODUÇÃO

A água é essencial para a sustentabilidade da vida na terra, sendo que apenas 2,5% do volume total é doce e encontra-se disponível em reservas subterrâneas e superficiais, sendo responsáveis por fornecer água para abastecimento humano, desenvolvimento de atividades agrícolas e industriais e manutenção da biodiversidade (Xu et al., 2020; Shiklomanov, 1998). O esgotamento dos recursos naturais e os impactos da degradação ambiental, incluindo a desertificação, secas, a degradação dos solos, a escassez de água doce e a perda de biodiversidade acrescentam e exacerbam a lista de desafios que a humanidade enfrenta. A sobrevivência de muitas sociedades, bem como dos sistemas biológicos do planeta, está em risco (ONU, 2015). Nesse contexto, a fim de minimizar impactos ambientais negativos, a Organização das Nações Unidas (ONU) desenvolveu a Agenda 2030, apresentou os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). O presente estudo visa contribuir para o objetivo 6.3: Até 2030, melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo à metade a proporção de águas residuais não tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e reutilização segura globalmente.

A biorremediação é um processo de tratamento que utiliza microorganismos para decompor ou degradar substâncias perigosas em substâncias menos tóxicas ou não tóxicas. Trata-se de uma tecnologia atraente que utiliza o potencial metabólica de microorganismos para limpar os poluentes ambientais, transformando-os em formas menos perigosas, com menor uso de produtos químicos, energia e tempo (Asgher et al 2008; Haritash e Kauskik 2009). A micorremediação, por sua vez, é uma das técnicas mais bem-sucedidas da biorremediação, que se refere especificamente ao uso de micélio fúngico (Singh, 2006). Os fungos têm sido utilizados em diversas aplicações desde a antiguidade. Eles têm sido os principais decompositores de vários polímeros complexos, como celulose, hemicelulose e lignina no ecossistema (D'Annibale et al. 2006). Este método tem se mostrado bastante eficiente na descontaminação com pesticidas, herbicidas e cianotoxinas a um custo mais baixo e ecologicamente correto (Gallagher, 2021).

O papel dos fungos na biorremediação ainda não foi suficientemente explorado, quando comparado a agentes bacterianos. O potencial dos fungos em transformar uma ampla variedade de produtos químicos perigosos, despertou o interesse em utilizá-los para a biorremediação pois secretam enzimas extracelulares fortes, devido ao seu crescimento micelial e produção de biomassa (Elekes e Busuioc 2010).

De acordo com Tortora et al. (2017), os fungos possuem condições de utilizar os mais improváveis substratos, possuindo ou não deficiência de Carbono e Nitrogênio e em meios com elevada acidez, portanto, a utilização dessa característica biorremediadora é de grande interesse

ambiental para o aumento a eficiência dos tratamentos de efluentes com pH mais ácido que os suportados pelas bactérias biorremediadoras.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar o potencial de biodegradação dos fungos basidiomicetos (*Pleurotus ostreatus* e *Pycnoporus sanguineus*) em efluente de cervejaria, destacando assim sua possível utilização no processo de tratamento de efluentes desse segmento industrial.

2.2 Objetivos Específicos

Ao verificar a biodegradação do efluente obtido, têm-se como objetivos:

- Avaliar a capacidade de degradação de efluentes após a inoculação dos fungos *Pleurotus ostreatus* e *Pycnoporus sp.* através de análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO);
- Verificar se há influência da temperatura, pH, salinidade e condutividade na densidade óptica do efluente, por tratamento;
- Verificar se o efluente tratado se enquadra nos padrões do CONAMA para despejo em corpos d'água.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Pauta ambiental

Segundo Figueirêdo et al. (2007), a eutrofização de corpos d'água corresponde ao seu enriquecimento por nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, o que promove a proliferação intensa de macrófitas e outros vegetais aquáticos, tanto planctônicos quanto perifíticos, resultando em desequilíbrio do ecossistema e deterioração progressiva da qualidade da água. O crescimento exacerbado de cianobactérias, algas e demais plantas aquáticas provoca redução das concentrações de oxigênio dissolvido (OD), principalmente no período noturno, quando a fotossíntese não ocorre. Durante o dia, a geração de oxigênio, ao menos nas camadas superficiais, também se torna excessiva, gerando grandes oscilações diárias nos teores de OD, o que compromete a sobrevivência da maior parte dos outros organismos (Souto, 2009).

O nitrogênio figura entre os principais poluentes presentes em efluentes sanitários. Ele se manifesta em diversas formas químicas e estados de oxidação (Hulth et al., 2005), e uma fração significativa deste elemento é transportada para os diferentes corpos hídricos na forma de amônio, nitrito e nitrato. Esses compostos geram efeitos tóxicos sobre a biota aquática, provocam redução do OD, eutrofização e outros impactos que também atingem a saúde humana, como a metahemoglobinemia — conhecida como síndrome do bebê azul — observada em águas com concentração excessiva de nitrato, quando este é reduzido a nitrito (He; Xue; Wang, 2009).

As soluções tecnológicas mais comuns para o tratamento biológico do nitrogênio baseiam-se no ciclo bioquímico desse elemento, sustentado em dois processos fundamentais: a nitrificação e a desnitrificação (Philips, 2008). Na etapa de nitrificação, sob condições aeróbias, o amônio é oxidado em duas fases: primeiramente transformado em nitrito por microrganismos oxidadores de amônio e, em seguida, o nitrito é convertido em nitrato pelas bactérias oxidadoras de nitrito. Em ambientes com ausência de OD, o nitrogênio oxidado é então reduzido por microrganismos heterotróficos, no caso das bactérias, resultando na formação de nitrogênio em estado gasoso (Chang et al., 2011; Muñoz et al., 2009).

Considerando que a maior parte das reações de oxidação de amônio a nitrito e nitrato demanda consumo de oxigênio dissolvido, o aporte elevado de nitrogênio amoniacal em um corpo hídrico pode provocar acentuada redução das concentrações de OD, com potenciais impactos severos ao ambiente aquático. Ademais, como a espécie NH_3 predomina em valores de pH elevados, a toxicidade por amônia tende a ser mais intensa quanto maior for o pH do meio, para uma mesma concentração de nitrogênio amoniacal. Sempre que ocorrer consumo significativo de alcalinidade, seja pelo lançamento de efluentes com pH elevado, seja por elevada atividade

autotrófica aquática (fotossíntese ou nitrificação), o pH pode se elevar e, consequentemente, intensificar a toxicidade associada à amônia (Souto, 2009).

3.2 Biorremediação

A biorremediação utiliza os processos metabólicos dos microrganismos para converter poluentes ambientais em formas menos nocivas, o que torna uma tecnologia atrativa, exigindo poucos insumos químicos e energéticos. Estratégias incluem isolar novos micro-organismos extremófilos de alta adaptabilidade e aplicar biotecnologia para aprimorar cepas via seleção e inserção genética (Steenkamp, 2018). Dessa forma, qualquer método que envolva o uso de microrganismos como bactérias e fungos, ou até mesmo plantas, na eliminação ou transformação de contaminantes presentes no ambiente é classificado como biorremediação (Huang et al., 2017).

Entre os sistemas biológicos, os fungos de podridão branca têm atraído atenção especial devido à sua excepcional capacidade de degradar materiais lignocelulósicos. Essa capacidade é atribuída em grande parte à secreção de enzimas oxidativas não específicas como lacases e peroxidases, que podem decompor uma ampla gama de moléculas orgânicas recalcitrantes. (Zhou e Fan, 2021)

3.2.1 Micorremediação

A micorremediação representa uma técnica promissora que faz uso de fungos filamentosos, que possuem enzimas, incluindo lacases, peroxidases e hidrolases, para decompor ou modificar compostos prejudiciais em substâncias menos tóxicas ou inofensivas (Hussain, 2022). Ela depende da escolha e da aplicação de uma espécie fúngica adequada para o poluente específico. Essa abordagem pode ser uma solução viável e econômica para o crescente problema da contaminação do solo e da água (Akhtar, 2020).

O intenso estresse ambiental resultante de baixas concentrações de nutrientes, variações de pH, altos níveis de poluentes e grandes oscilações térmicas ao longo do ano pode comprometer a eficácia prevista dos sistemas de tratamento. Em função desse cenário, pesquisas envolvendo basidiomicetos vêm sendo realizadas no campo da remediação biológica, já que, mesmo sob condições adversas, esses microrganismos mantêm sua produção enzimática e são capazes de decompor tanto substâncias orgânicas quanto compostos de difícil degradação (Litchfield, 2005).

3.2.2 Aspectos gerais dos fungos biorremediadores

Os agaricomycetes desempenham papel biológico fundamental no meio ambiente, pois são responsáveis pela ciclagem de nutrientes, participando principalmente do ciclo do carbono bem

como contribuindo para a manutenção do ciclo do nitrogênio, fósforo e potássio (Moreira Neto, 2006). Desta forma, eles são de grande importância agrícola e ecológica, mantendo o equilíbrio do ambiente, pois, decompõem restos vegetais, degradam substâncias tóxicas, auxiliam as plantas a crescerem e se desenvolverem contra microrganismos patogênicos (Silva e Malta, 2016).

Diferentes espécies fúngicas, como *Pleurotus ostreatus*, *Rhizopus arrhizus*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Phanerochaete sordida*, *Trametes Hirsuta*, *Trametes versicolor*, *Lentinus tigrinus* e *Lentinus edodes*, são utilizadas como agentes micorremediadores (Hussain, 2022).

3.3 Reino Fungi

Antigamente, os fungos eram considerados plantas primitivas ou degeneradas, sem clorofila. Todavia, sabe-se hoje que são organismos heterotróficos e suas únicas características em comum com as plantas são a sua natureza sésil, de estrutura celular eucariótica e com a forma de crescimento multicelular – excluindo as leveduras. São organismos de crescimento rápido, que tipicamente formam filamentos denominados hifas, as quais podem ser septadas ou asseptadas, e seu conjunto formam o micélio. São quase todos terrestres, alimentam-se por absorção e reproduzem-se por meio de esporos, que são habitualmente dispersos pelo vento. A meiose nos fungos é zigótica, isto é, o zigoto, a única fase diplóide no ciclo de vida dos fungos, divide-se por meiose, formando quatro células haplóides. O principal componente da parede celular dos fungos é a quitina. Tipicamente, um fungo secreta enzimas sobre a fonte de alimento e, em seguida, absorve as pequenas moléculas que são liberadas. O glicogênio é o principal polissacarídeo de reserva. (Raven, 2014)

Os fungos basidiomicetos ligninolíticos degradam tanto madeiras duras (hardwood) quanto moles (softwood), ao passo que os ascomicetos se restringem à decomposição exclusiva de madeiras duras. A quebra da lignina por esses basidiomicetos ligninolíticos ocorre de forma mais veloz do que por qualquer outro organismo, sendo eles os principais agentes da degradação lignínica no meio natural. Eles representam até dois terços da biomassa viva do solo, exercendo papel essencial como decompositores ambientais. Predominantemente saprófitos, esses fungos decompõem folhas, ramos e troncos em diversos biomas e sob múltiplos substratos. A reciclagem de nutrientes destaca-se como uma de suas contribuições ecológicas mais relevantes. (Raven, 2014)

3.3.1 Filo Basidiomycota

Os basidiomicetos constituem até 2/3 da biomassa viva do solo, sendo de suma importância para atuar como decompositores no ambiente. A maioria apresenta hábitos saprófitos, realizam a decomposição de folhas, galhos e troncos, são encontrados em diferentes biomas, sob uma grande

variedade de substratos. A ciclagem de nutrientes é um dos grandes papéis de importância ecológica atribuídos a esses fungos. Os Basidiomycota, apresentam reprodução sexuada e assexuada, sendo a reprodução assexuada na fase vegetativa, por meio da fragmentação do micélio (artrosporos) e da produção de conídios, oídios e clamidósporos (Urban, 2017). Distinguem-se por apresentar micélio composto por hifas septadas com políporo e a produção de basídios (Figura 1). O basídio é produzido no ápice da uma hifa dicariótica e é a estrutura onde ocorre a meiose. Tipicamente, cada basídio produz quatro basidiósporos, que constituem o principal meio de reprodução dos Basidiomycota. (Raven, 2014)

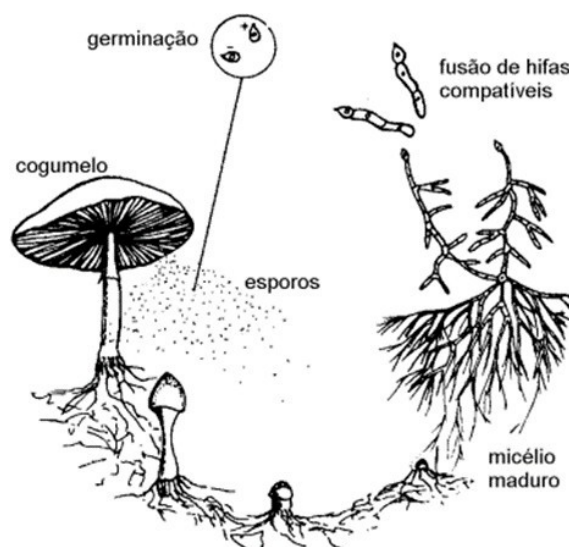


Figura 1. Ciclo de vida dos cogumelos na natureza. (Raven, 2014)

3.3.2 Ordem Agaricales

Os fungos Agaricales são organismos em geral macroscópicos, apesar de alguns nem atingirem um milímetro. São um grupo monofilético de aproximadamente 8.500 espécies. Pertencem à classe Agaricomycetes (= Hommobasidiomycetes sensu Hibbt & Thorn, 2001; Binder et al., 2005) e junto com os Boletales e Atheliales formam os Agaricomycetidae. (Putzke, 1998) Apresenta maior número de espécies comestíveis, além de grande número de espécies tóxicas e venenosas. (Urban, 2017).

A maioria dos Agaricales tem o formato usual de um cogumelo, com chapéu (píleo) e pé (estipe) característicos que lembram um guarda-chuva. Há muitas variações macroscópicas, mas a certeza da espécie que se tem em mãos só pode ser conseguida se observarmos também as características microscópicas, como por exemplo, as dimensões de esporos (estruturas de

reprodução), os cistídios (estruturas estéreis que emergem das lamelas e poros que recobrem o lado inferior dos píleos) e outras estruturas. (Putzke, 1998)

De acordo com Singer (1986), a ordem inicialmente caracteriza-se por apresentar: basidiomas de hábito variado, desde muito pequeno (menos de um milímetro) até gigantes (com mais de 50 centímetros). Himenóforo lamelado (às vezes intervenoso) ou poróide a favoloide, às vezes pouco desenvolvido e em alguns, liso. Lamelas (se presentes) de livres a colariadas ou sublivres, adnexas, adnatas, sinuadas a decorrentes.

3.3.2.1 *Pleurotus ostreatus*

Pleurotus ostreatus (Jacq.) P. Kumm. é um basidiomiceto macrofungo amplamente conhecido como cogumelo-ostra, pertencente à família Pleurotaceae e muito cultivado em sistemas agroindustriais. Apresenta distribuição praticamente cosmopolita, sendo reportado na Europa, Ásia, Américas e em diversas regiões do Brasil, onde se desenvolve sobre troncos e resíduos lignocelulósicos de espécies arbóreas de clima temperado e subtropical. Além do interesse alimentar e nutracêutico, a espécie produz um conjunto robusto de enzimas lignocelulolíticas, como lacases e manganês peroxidase, que lhe conferem alta capacidade de degradar lignina e outros compostos orgânicos complexos (Urban, 2007). Por essa razão, *P. ostreatus* (Figura 2) vem sendo extensivamente estudado em processos de tratamento de efluentes e biorremediação, especialmente na degradação de poluentes presentes em resíduos agroindustriais e efluentes ricos em matéria orgânica, reforçando seu potencial como organismo-modelo em tecnologias ambientais sustentáveis.



Figura 2. *Pleurotus ostreatus* em cultivo axênico (Autoria própria, 2020)

3.3.2.2 *Pycnoporus sanguineus*

Pycnoporus sanguineus (L.) Murrill é um macrofungo A distribuição dessa espécie é pantropical (Ryvarden & Johansen, 1980). No Brasil, ocorre amplamente, sendo identificada nos estados de São Paulo, Paraíba, Pará, Pernambuco e Alagoas (Gugliotta & Bononi, 1999; Sotão et al., 2002; Xavier-Santos, 2003; Gibertoni et al., 2004; Góes-Neto & Baseia, 2006). Apresenta características nutracêuticas e medicinais, sendo utilizado desde tempos remotos no tratamento de feridas, cólicas, hemorragias e até asma. Há registros de que povos indígenas no território brasileiro empregavam esse fungo na cicatrização de ferimentos, utilizando-o na forma de emplastos (Bononi & Grandi, 1998). *Pycnoporus sanguineus* (Figura 3) não possui atributos de comestibilidade, porém tem sido aplicado na síntese de enzimas, como a alfa-amilase, e na degradação de determinados corantes utilizados pela indústria têxtil (Bononi & Grandi, 1998).



Figura 3. *Pycnoporus sanguineus* em Fragmento da mata Atlântica (Lopes, 2018)

3.4 Efluentes

No Brasil, os parâmetros para lançamento de efluentes em meios aquáticos, são regulamentados pela resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, que foi complementada e alterada pela resolução 430/2011 do mesmo órgão. Ela que estabelece parâmetros físicos e químicos para lançamento de efluentes, e que o mesmo 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).

A Resolução CONAMA nº 357 de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

As águas doces são classificadas de acordo com sua qualidade e exigências de uso em:

I – Classe especial: águas destinadas ao abastecimento para consumo humano em que apenas a desinfecção é suficiente, à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e dos ambientes aquáticos de unidades de conservação e proteção permanente.

II – Classe 1: águas destinadas ao abastecimento e consumo humano após tratamento simplificado, recreação de contato primário (como natação, esqui aquático e mergulho), irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e à proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas.

III – Classe 2: águas que podem ser destinadas ao abastecimento e consumo humano após tratamento convencional, à proteção das 23 comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de plantas frutíferas, jardins, campos de esporte e lazer, aquicultura e atividade de pesca.

IV – Classe 3: águas destinadas ao abastecimento e consumo humano após tratamento convencional avançado, irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, à pesca amadora, à recreação de contato secundário e dessedentação de animais.

V – Classe 4: Águas com qualidade bastante inferior e que podem ser destinadas apenas à navegação e para compor a harmonia paisagística, que são usos menos exigentes (Brasil, 2005).

3.4.1 Qualidade do efluente

O principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido. No tratamento de esgotos por processos aeróbios, é fundamental o fornecimento de oxigênio para que os micro-organismos possam realizar os processos metabólicos conduzindo à estabilização de matéria orgânica. Assim, mede-se o teor de poluição de um determinado despejo pelo consumo de oxigênio que ele consome, ou seja, uma quantificação indireta da potencialidade da geração de um impacto.

Von Sperling (1966) destaca que a matéria orgânica presente nos esgotos é uma característica de primordial importância, sendo a causadora do principal problema da poluição das águas: o consumo do oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização da matéria orgânica.

Usualmente, para a determinação da matéria orgânica, podem ser adotados métodos:

- Diretos (medição do carbono orgânico)
 - Carbono Orgânico Total (COT)
- Indiretos (medição do consumo do oxigênio)
 - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)
 - Demanda Última de Oxigênio
 - Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta, portanto, do carbono orgânico biodegradável. (Von Sperling, 1996)

3.4.2 Efluentes de cervejaria

Segundo a CETESB (2005), as fábricas de cerveja produzem, em média, de 4,0 a 10,0 litros de resíduos líquidos para cada litro de cerveja fabricado. As cervejarias artesanais, nano cervejarias e microcervejarias normalmente não contam com estrutura para tratar seus resíduos, despejando-os diretamente na rede pública de esgoto ou lançando-os em cursos d'água. Com o crescimento do número de microcervejarias, o volume de resíduos descartados vem aumentando, o que pode prejudicar tanto o processo de depuração do esgoto quanto a qualidade da água dos rios que recebem esse lançamento.

Os efluentes gerados em cada operação são submetidos aos tratamentos físicos, químicos e biológicos, essenciais para minimizar o impacto ambiental, sendo muitas vezes custosos e/ou ineficientes. Diante deste cenário, a utilização de microrganismos na etapa biológica é altamente favorável, pois é destacado cientificamente que certos microrganismos possuem condições de degradar compostos químicos que são estranhos a um organismo ou sistema biológico (xenobióticos), sendo muito aplicados em processos de biorremediação (CETESB, 2007; Thapa et al. 2012).

A recalcitrância de tais efluentes pode variar dependendo das práticas adotadas pela cervejaria e dos métodos de tratamento empregados. Algumas cervejarias implementam tecnologias avançadas, como sistemas de tratamento biológico, processos de ozonização ou adsorção com

carvão ativado, para reduzir a carga recalcitrante e minimizar os impactos ambientais (Figueiredo et al., 2007).

As concentrações dos resíduos líquidos provenientes de cervejarias podem apresentar ampla diversidade entre diferentes estabelecimentos, já que variam de acordo com os métodos produtivos e os dispositivos empregados por cada fábrica. A tabela 1 traz as médias dos principais parâmetros da composição destes efluentes.

Parâmetro	Unidade	Média	Mínimo	Máximo
KMnO ₄	mgO ₂ /L	2231	869	4840
DQO	mg/L	2628	933	5515
DBO	mgO ₂ /L	1718	600	3671
Material decantável	mg/L	15,8	2,5	61,6
Resíduo de ignição	mg/L	208,6	45,3	1236,5
Nitrogênio	mg/L	12,5	4,2	29,6
Nitrogênio Kjeldahl	mg/L	58,2	26,6	126,8
Número de Basicidade Total	mg/L	70,2	37,1	137,2
NH ₄ -N	mg/L	2,8	0,3	21,1
NHO ₂ -N	mg/L	1,3	0	20,2
NHO ₃ -N	mg/L	12,3	0,9	26,2
Ortho-P	mg/L	10,6	0,8	41
Total P	mg/L	11,8	1	33,6

Tabela 1 : Composição do efluente de cervejarias (EBLINGER, 2019)

3.4.3 Tratamento de efluentes de cervejarias

Após a fase inicial de recebimento, o efluente não tratado segue para o estágio de tratamento preliminar, cuja finalidade é retirar apenas os sólidos de maior dimensão do sistema, sendo composta exclusivamente por métodos físicos. Neste momento, não ocorre eliminação da demanda bioquímica de oxigênio, pois se trata apenas de preparar o resíduo líquido para as próximas etapas. Entre os procedimentos deste estágio, podem ser utilizados grades, peneiras e processos de neutralização. Finalizada essa etapa, o resíduo segue para o tratamento primário, cuja meta é remover partículas que podem ser decantadas e aquelas que flutuam, além de preparar o efluente para o tratamento subsequente. A taxa de remoção dos sólidos mais volumosos gira entre 40 e 70%, enquanto a de DBO fica aproximadamente entre 25 e 35%. Esta fase é formada por métodos físicos de separação e pode englobar operações de sedimentação, decantação, coagulação/floculação, flotação e precipitação química (Cammarota, 2011).

Kumar (2017) destaca que a aplicação de biomassa de fungos no tratamento de águas residuais pode ocorrer por diferentes métodos, como processos de descontaminação biológica e decomposição biológica, nos quais os fungos são introduzidos diretamente no resíduo líquido ou

cultivados em reatores biológicos para potencializar a decomposição dos contaminantes. As características da biomassa fúngica, como sua estrutura filamentosa e a habilidade de liberar enzimas como peroxidase de lignina e peroxidase de manganês, são fundamentais para a decomposição de substâncias complexas presentes nas águas residuais.

A biorremediação entra na segunda etapa de tratamento, onde os sólidos sedimentáveis são separados por meio de tanques sedimentadores ou decantadores. O efluente flui através dos decantadores, fazendo com que sólidos de maior densidade sedimentem ao fundo, obtendo-se o lodo primário bruto. Já os sólidos com menor densidade como graxas e óleos, são tidos como materiais flutuantes e removidos na superfície. (Von Sperling, 2005)

Ocorre também, o tratamento terciário, que visa melhorar a qualidade dos efluentes originários dos tratamentos anteriores, sendo geralmente empregados na redução de sólidos suspensos, micropoluentes, carga orgânica biodegradável e não biodegradável, sais minerais, cor e nutrientes, por meio de processos como, filtração, lagoas de maturação, ultrafiltração, adsorção com carvão ativado, entre outros (Cammarota, 2011).

4 MATERIAL E MÉTODOS

Todo o preparo de material e análises foram efetuadas no Laboratório de Química Biológica dos Solos, Laboratório oficial de Diagnóstico Fitossanitário, Laboratório de Biomateriais e no Laboratório de Água e efluentes, ambos localizados no Instituto de Tecnologia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ.

4.1 Microrganismos

Os fungos basidiomicetos utilizados no experimento, foram *Pleurotus ostreatus* e *Pycnoporus sanguineus*, cujas linhagens foram obtidas da micoteca do Laboratório de Química Biológica dos Solos da UFRRJ. Estes foram replicados por reprodução assexuada em meio cultura ágar batata dextrose (BDA) até a obtenção de 40 placas petri de 20 ml. Estas placas foram mantidas em estufa a uma temperatura de $28 \pm 2^\circ \text{C}$ para desenvolvimento das hifas (Lacaz, 1991). Após 7 dias, as 80 placas foram armazenadas à 4°C para estabilização do crescimento micelial antes da fase de inoculação da água a ser tratada.

4.2 Inóculos

Foram removidos 15 discos ($\varnothing = 1$ cm) do meio de cultivo que estavam recobertas pelas hifas dos fungos e transferidas para o Erlenmeyer com capacidade para 1 litro contendo 500 mL, do efluente de estudo, em duplicata.

Para o preparo dos inóculos de *Pleurotus ostreatus* e R2 *Pycnoporus sanguineus*, foram necessários dois biorreatores de material PET esterilizados com capacidade volumétrica total de 2L, utilizando 1 litro e 350mL de água residuária e 350mL dos dois fungos cultivados para cada garrafa. As condições do cultivo foram controladas e medidas por meio do equipamento de multi parâmetros; pH, salinidade, condutividade e temperatura, acompanhando a curva de crescimento da densidade ótica (DO) ($\lambda = 540$ nm) dos inóculos por aproximadamente 6 dias.

4.3 Efluente

A água residuária de cervejaria simulada foi caracterizada com o objetivo de comparar os parâmetros físico e químicos antes e após a aplicação do tratamento proposto neste estudo, apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Caracterização da água residuária.

ARSC	
Parâmetros	Média
N _T	1706,7 mgL ⁻¹ ($\pm 11,5$)
NH ₄	87 mgL ⁻¹ ($\pm 0,06$)
NO ₃ ⁻	47,5 mgL ⁻¹ ($\pm 0,00$)
P _T	109,4 mgL ⁻¹ ($\pm 0,8$)
DQO	9937 mgL ⁻¹ ($\pm 30,6$)
COT	626,8 mgL ⁻¹ ($\pm 1,4$)
DBO	3974,7 mgL ⁻¹ ($\pm 12,2$)
Ph	4 ($\pm 0,01$)
°C	23 ($\pm 0,15$)
CE	2750 μ S/cm ($\pm 0,00$)
Sal	1373 ppm ($\pm 5,77$)

ARSC: Água residuária sintética de cervejaria. DQO: demanda química de oxigênio; N_T: nitrogênio total; NH₄: nitrogênio amoniacal; COT: carbono orgânico total; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; P_T:

fósforo; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; CE: condutividade elétrica; NTU: turbidez e Sal: salinidade.

A partida do reator foi realizada utilizando um efluente simulado da indústria cervejeira, formulada em laboratório, conforme metodologia proposta por Chen *et al.* (2016), a fim de evitar características variáveis e oscilações inerentes a efluente real que poderiam impedir a avaliação da operação do biorreator. O efluente sintético consistiu de acetato de sódio (CH_3COONa) (Proquimios), glicose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) (Proquimios), extrato de levedura (Merck, Alemanha) em uma proporção de 1:1:2, respectivamente e 2,0 g/L de bicarbonato de sódio (NaHCO_3).

4.4 Biorreatores

Para o cultivo foram instalados dois fotobiorreatores de acrílico, de dimensões de 40x35x5cm, com capacidade volumétrica de 7L cada, no Galpão de Hidráulica da UFRRJ. Após a montagem dos biorreatores aerados (Figura 4), deu-se início as bateladas experimentais, no qual foram aplicadas em cada biorreator dois diferentes tratamentos com concentrações de micélio de *Pleurotus ostreatus* (R1), e *Pycnoporus sanguineus* (R2). A aeração foi realizada através de uma bomba de 10W, promovendo a troca de O_2 no meio e agitação das partículas, com o intuito de evitar que algumas células permanecessem na superfície e outras se depositassem no fundo do fotobiorreator. (Becker e Venkatarman, 1984).



Figura 4. Biorreatores com os tratamentos (Autoria própria, 2024)

Parâmetros de crescimento da biomassa foram analisados por meio da densidade óptica (DO), pH, temperatura, condutividade elétrica e salinidade de acordo com Rice, 2012. Para a análise da DO, foram coletados 5 mL de cada biorreator, e quando necessário diluída para melhor precisão da leitura. As leituras foram executadas em triplicatas com auxílio de um espectrofotômetro (Hach, modelo DR 3900), sob comprimento de onda de 540 nm. A medição do pH, temperatura, condutividade elétrica e salinidade do meio de cultivo foi feita com o uso de equipamento de medição multiparâmetro Multifunction (modelo 9909-SP, China) duas vezes ao dia.

4.5 Biorremediação

A eficiência da biorremediação da simulação da água residuária de cervejaria foi avaliada por meio do cultivo dos fungos, operados em triplicata para os dois fotobiorreatores aerados. Ao término de cada batelada experimental foram determinadas as eficiências de remoção de cada composto na fase aquosa através da seguinte equação:

$$\text{Eficiência de remoção (\%)} = (C_0 - C) / (C_0) \times 100$$

Onde: C_0 representa a concentração inicial do composto (mg/L) e C corresponde à quantidade residual do composto (mg/L).

O efluente foi previamente submetido a uma separação grosseira dos sólidos por decantação com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 3 horas. As análises químicas de nitrogênio total de Kjendahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), fósforo (P_t), e demanda química de oxigênio (DQO) foram realizadas em duplicata, utilizando kits de análise da marca Alfakit, as leituras foram feitas em um espectrofotômetro *Hach* (modelo DR3900, Alemanha) de acordo com as metodologias do Standard Methods (Rice, 2012).

Para a estimativa da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), aplicou-se a equação descrita por Von Sperling, 2007:

$$\text{DBO} = f \times \text{DQO}$$

Onde: DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio e adotou-se fator f igual a 0,4 em função do grau de biodegradabilidade do efluente (Sperling, 2007).

O parâmetro de Carbono Orgânico Total (COT) foi calculado a partir da equação de Bouwer e Chaney, 1974:

$$\text{COT} = 0,25 \times \text{DQO} + 1,3$$

Onde: COT - Carbono Orgânico Total e DQO - Demanda química de oxigênio.

5 Análise estatística

Após ser comprovada a homogeneidade das variâncias por meio de testes específicos, os dados quantitativos coletados foram submetidos a Análise de Variância (ANOVA) a 95% de confiabilidade. Procedeu-se à aplicação do teste de Tukey, com nível de significância de 5%, para realizar comparações múltiplas entre as médias dos tratamentos. Assim foi possível identificar quais grupos apresentaram diferenças estatisticamente significativas. Todas as análises foram conduzidas utilizando o Prism (v. 8.4.2).

5 RESULTADOS

5.1 Comportamento dos tratamentos

Ao longo dos sete dias de tratamento de cada batelada, foram observadas (Figura 5): temperatura, pH, condutividade hidráulica, salinidade, densidade óptica, e não foi constatada nenhuma correlação entre as variáveis.

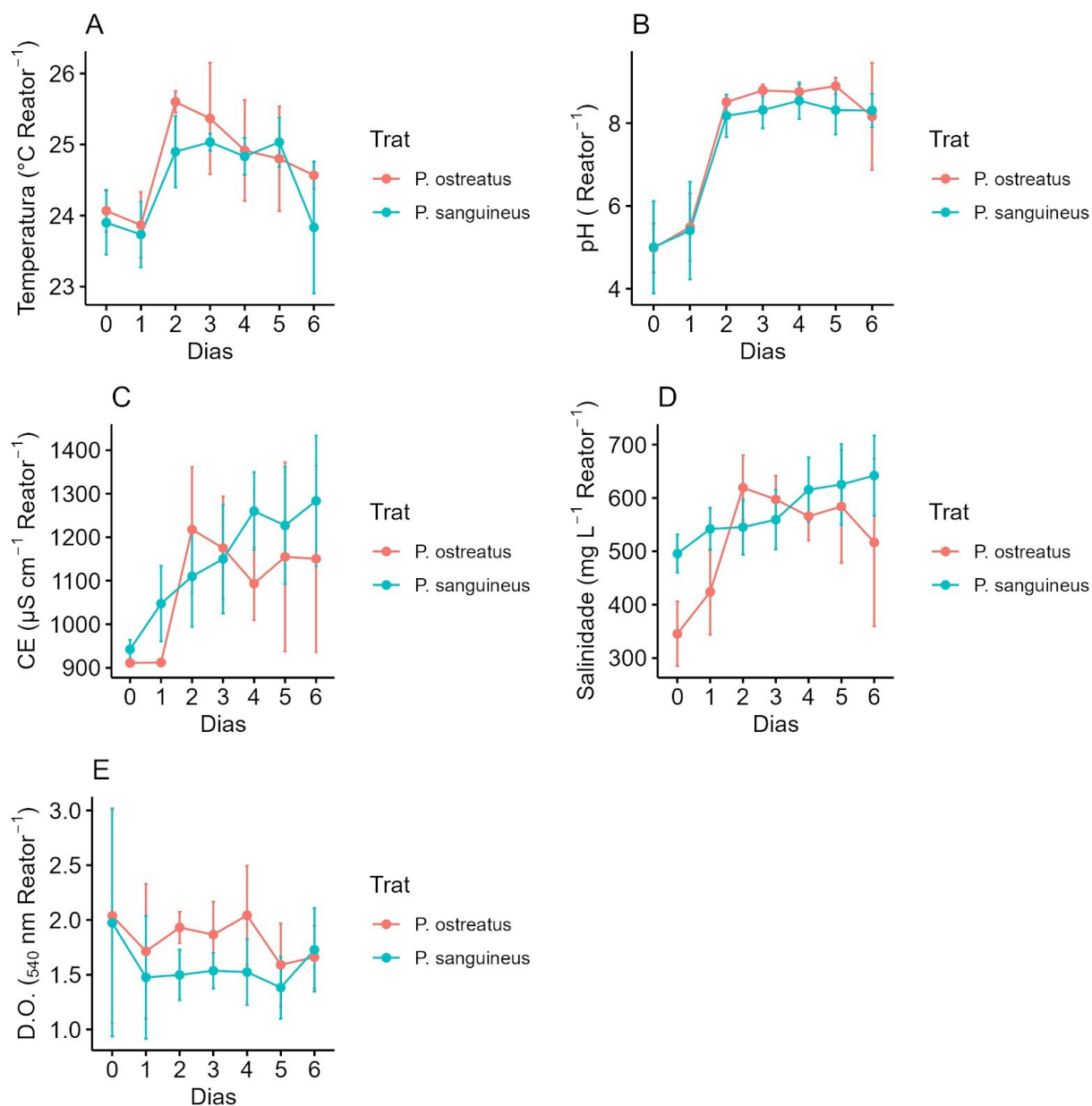


Figura 5. Gráficos das médias das variáveis temperatura, pH, CE (Condutividade hidráulica), Salinidade e DO (densidade óptica) nos tratamentos ao longo dos dias de tratamento.

5.2 Biorremediação do Efluente

Tabela 2: Eficiência da biorremediação pós-tratamento com *Pleurotus ostreatus* e *Pycnoporus sanguineus* em água residuária sintética da indústria de cervejaria.

Tratamentos	N _T	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	P _T	DQO	DBO	COT
<i>Pleurotus ostreatus</i>	69,3 (± 4,21) b	94,32 (± 0,61) a	97,26 (± 0,63) a	98,7 (± 0,45) a	97,3 (± 2,65) a	97,6 (± 3,18) a	97,1 (± 2,64) a
<i>Pycnoporus sanguineus</i>	76,7 (± 3,50) a	90,8 (± 2,17) b	97,5 (± 0,42) a	97,49 (± 1,01) a	97,2 (± 0,65) a	97,56 (± 0,71) a	97 (± 0,66) a

Estatística paramétrica: Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si, conforme o teste de Tukey ($p > 0,05$). Os valores entre parênteses representam o desvio padrão. N_T: nitrogênio total; NH₄: nitrogênio amoniacal; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; P_T: fósforo; DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; COT: carbono orgânico total;

O gráfico mostra a eficiência da biorremediação (%) através da remoção dos nutrientes em dois ensaios (*Pleurotus ostreatus* e *Pycnoporus sanguineus*). Isso indica um sistema de biorremediação eficiente e estável, capaz de tratar o efluente. Segundo os resultados da ANOVA, houve diferença significativa ao nível de significância de 5% de probabilidade na eficiência de biorremediação para N, NH₄⁺, enquanto para os parâmetros de NO₃⁻, P, DQO, DBO e COT não foi possível evidenciar tal diferença estatística entre os fungos. Tais conclusões são equivalentes pelo teste de Tukey, os resultados indicam que os fungos *Pleurotus ostreatus* e *Pycnoporus sanguineus* possuem potencial semelhante de biorremediação no tratamento da água residuária da indústria cervejeira.

O processo de remoção do nitrogênio total (N_T) por *Pycnoporus sanguineus* foi mais eficiente, possivelmente por maior atividade nitrificante/desnitrificante ou melhor equilíbrio de nutrientes, segundo Metcalf & Eddy (2003). Observa-se que *Pleurotus ostreatus* apresentou menor eficiência, em comparação, indicando que a conversão e remoção das diferentes formas nitrogenadas foi mais limitada nessa condição operacional. Segundo Mohammed *et al* (2024), esse comportamento pode estar associado a variações na disponibilidade de carbono, oxigênio ou ao estágio de crescimento micelial, já que a assimilação de nitrogênio por basidiomicetos depende fortemente da relação C:N e da atividade enzimática extracelular.

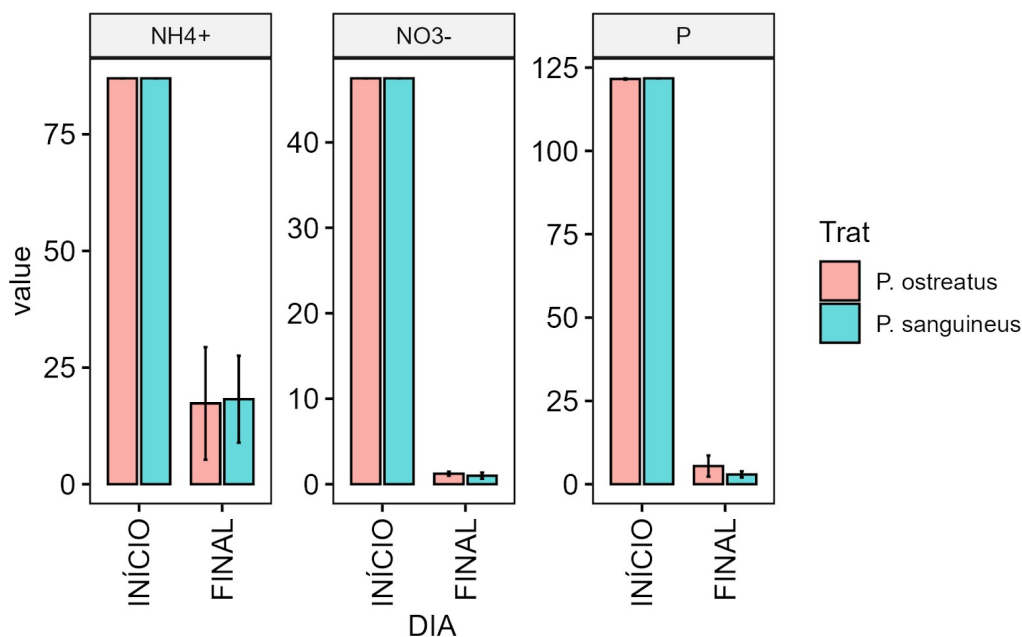


Figura 6. Médias das concentrações de NH₄⁺, NO₃⁻ e P no início e ao final do experimento para cada tratamento fúngico. As barras de erro indicam a variabilidade dos dados ($\pm$ desvio-padrão / erro-padrão) das réplicas, permitindo visualizar diferenças entre tratamentos e entre os tempos de amostragem.

Para o NH₄⁺, o reator com o tratamento por *Pleurotus ostreatus* apresentou a melhor eficiência de remoção, possivelmente relacionada à preferência metabólica dos microrganismos por formas de nitrogênio mais simples e facilmente assimiláveis, como o amônio. (Zhu et al, 2023). Essa preferência metabólica, segundo (Slaughter, 1988), sucede-se pela ocorrência do íon amônio estar em um estado de oxidação reduzido, portanto, dispensa a produção de enzimas redutoras e representa menor gasto energético para o fungo. Além disso, o NH₄⁺ é rapidamente incorporado em aminoácidos pelas vias do glutamato e da glutamina, e em contrapartida, o N_T inclui frações orgânicas menos biodisponíveis, o que torna sua assimilação mais lenta e resulta em um gasto maior.

Já a remoção de NO₃⁻ também apresentou valores altos e sem diferenças estatísticas entre os tratamentos. Esse comportamento reforça que a etapa de desnitrificação foi eficaz em ambos os reatores e possivelmente não foi afetada por diferenças operacionais.

A eficiência de remoção de Pt foi igualmente elevada em ambos os sistemas, sem diferenças estatisticamente significativas entre eles, o que sugere que o processo de remoção de fósforo foi efetivo em todas as condições avaliadas. Segundo Arantes (2022), isso pode estar associado tanto

mecanismos químicos, como adsorção em sólidos e precipitação com íons metálicos, quanto à remoção biológica por microrganismos acumuladores de fósforo, via estocagem intracelular na forma de polifosfatos, a depender das características operacionais de cada sistema.

As eficiências de remoção de Nt, NH_4^+ , NO_3^- e fósforo total (Pt) foram próximas a 100%, para as duas espécies, o que está de acordo com o potencial dos basidiomicetos para assimilar nutrientes inorgânicos e incorporá-los à biomassa ou polifosfatos celulares. A ausência de diferença significativa entre reatores para essas formas iônicas sugere que a microbiota fúngica se estabilizou de forma semelhante nos dois sistemas, provavelmente por mecanismos combinados de assimilação, adsorção e, no caso do nitrogênio, volatilização de espécies reduzidas.

A revisão Vulla, (2025), enfatiza o papel dos polifosfatos em fungos para armazenamento de fósforo e assimilação de nutrientes inorgânicos, incorporados à biomassa celular, alinhando-se à eficiência próxima de 90-100% observada para Pt, Nt, NH_4^+ e NO_3^- em sistemas fúngicos estabilizados.

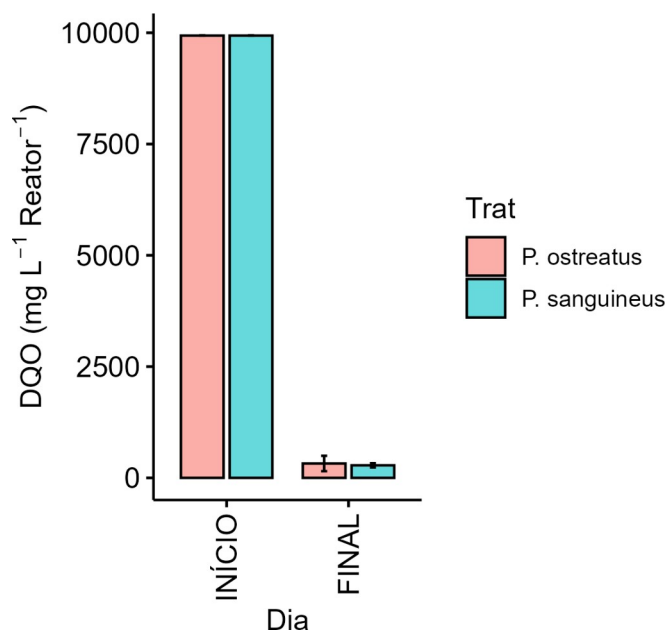


Figura 7. Médias das concentrações de DQO no início e ao final do experimento para cada tratamento fúngico. As barras de erro indicam a variabilidade dos dados ($\pm$ desvio-padrão / erro-padrão) das réplicas, permitindo visualizar diferenças entre tratamentos e entre os tempos de amostragem.

As elevadas eficiências de remoção de DQO (Figura 7), DBO e COT em ambos os sistemas bioreatores confirmam a capacidade dos basidiomicetos ligninolíticos em degradar compostos orgânicos complexos presentes em efluentes industriais de cervejaria. A ausência de diferença estatística significativa para esses parâmetros indica que, independentemente das condições específicas de cada reator, a comunidade fúngica foi capaz de manter elevada atividade catabólica, o que é consistente com estudos que relatam remoções superiores a 60–80% de DQO em sistemas fúngicos tratando efluentes industriais.

6 CONCLUSÕES

Os resultados demonstraram que a inoculação dos fungos promoveu significativa degradação da carga orgânica dos efluentes, conforme evidenciado pelas reduções nas análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), apesar de não ter sido constatada a influência de fatores como temperatura, pH, salinidade e condutividade na densidade óptica do efluente, nos tratamentos.

O sistema apresentou remoções próximas de 90–100% para matéria orgânica e nutrientes, enquadrando-se tecnicamente acima do patamar mínimo exigido pela CONAMA 430/2011, que define a remoção mínima de 60% de DBO. Os fungos testados revelaram-se biorremediadores eficientes para efluentes com alta carga orgânica e nitrogenada, oferecendo alternativa sustentável aos processos convencionais, em efluentes com pH ácido.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADELANI-AKANDE, T. A.; AKPOR, O. B.; ADERIYE, B. I. Investigation of the Role of Selected Fungal Strains in the Removal of Phosphate and Nitrate in Synthetic Wastewater. **Annual Research & Review in Biology**, v. 4, n. 7, p. 1045–1058, 2014. Disponível em: <https://journalarrb.com/index.php/ARRB/article/view/546>. Acesso em: 6 fev. 2026.

AKHTAR, N.; MANNAN, M. A. Mycoremediation: Expunging environmental pollutants. **Biotechnology Reports**, v. 26, p. e00452, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2215017X19307003>. Acesso em: 6 fev. 2026.

ARANTES, R. B. de S.; FIA, R.; FARIAS, M. de S.; MAFRA, D. C. B. Sorção de fósforo de efluente doméstico tratado em lodo de estação de tratamento de água e aplicação do resíduo em solo cultivado com milho. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, n. 1, p. 175–183, 2022. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/esa/a/BR4VqNXN9bMYVYpsTkDfRGs/?format=html&lang=pt>. Acesso em: 6 fev. 2026.

BECKER, E. W.; VENKATARAMAN, L. V. Production and utilization of the blue-green alga *Spirulina* in India. **Biomass**, v. 4, n. 2, p. 105–125, 1984. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/014445658490060X>. Acesso em: 6 fev. 2026.

BRASIL. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2021 - Relatório Pleno**. Brasília-DF: Agência Nacional de Águas e Saneamento, 2022. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/VisualizadorPdf?codigoArquivo=155545&tipoMidi a=0. Acesso em: 6 fev. 2026.

BRASIL. **Resolução n.º 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília-DF., 2011. Disponível em:

<https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/CONAMA/RE0430-130511.PDF>. Acesso em: 6 fev. 2026.

BRASIL. CONAMA. **RESOLUÇÃO N.º 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília-DF., 2005. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 6 fev. 2026.

CAMMAROTA, M. C. **Tratamento de efluentes líquidos**. Escola de Química, Rio de Janeiro - RJ: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011.

CHANG, C.-Y.; TANONG, K.; XU, J.; SHON, H. Microbial community analysis of an aerobic nitrifying-denitrifying MBR treating ABS resin wastewater. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 9, Special Issue on Challenges in Environmental Science and Engineering, CESE-2010: Technological Advances in Waste Treatment for a Sustainable Future, p. 5337–5344, 2011. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852410020080>. Acesso em: 6 fev. 2026.

CHEN, H.; CHANG, S.; GUO, Q.; HONG, Y.; WU, P. Brewery wastewater treatment using an anaerobic membrane bioreactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 105, p. 321–331, 2016. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1369703X15300772>. Acesso em: 6 fev. 2026.

ESSLINGER, H. M. (org.). **Handbook of brewing: processes, technology, markets**. Weinheim: Wiley-VCH, 2009.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. de; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. de F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 399–409, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/f79cyd4q9VpyCzTLhgFkfVR/?lang=pt>. Acesso em: 6 fev. 2026.

GONZÁLEZ-CAMEJO, J.; APARICIO, S.; PACHÉS, M.; BORRÁS, L.; SECO, A. Comprehensive assessment of the microalgae-nitrifying bacteria competition in microalgae-based wastewater treatment systems: Relevant factors, evaluation methods and control strategies. **Algal Research**, v. 61, p. 102563, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2211926421003829>. Acesso em: 6 fev. 2026.

HE, S.; XUE, G.; WANG, B. Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 168, n. 2, p. 704–710, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389409002799>. Acesso em: 6 fev. 2026.

HUANG, X.-D.; EL-ALAWI, Y.; GURSKA, J.; GLICK, B. R.; GREENBERG, B. M. A multi-process phytoremediation system for decontamination of persistent total petroleum hydrocarbons (TPHs) from soils. **Microchemical Journal**, v. 81, n. 1, 2004 American Microchemical Society Awardee, p. 139–147, 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0026265X05000184>. Acesso em: 6 fev. 2026.

HULTH, S.; ALLER, R. C.; CANFIELD, D. E.; DALSGAARD, T.; ENGSTRÖM, P.; GILBERT, F.; SUNDBÄCK, K.; THAMDRUP, B. Nitrogen removal in marine environments: recent findings and future research challenges. **Marine Chemistry**, v. 94, n. 1, Analytical and Marine Chemistry: A Tribute to Professor David Dyrssen, the founding father of Swedish Marine Chemistry, p. 125–145, 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304420304002439>. Acesso em: 6 fev. 2026.

HUSSAIN, A.; REHMAN, F.; RAFEEQ, H.; WAQAS, M.; ASGHAR, A.; AFSHEEN, N.; RAHDAR, A.; BILAL, M.; IQBAL, H. M. N. *In-situ*, *Ex-situ*, and nano-remediation strategies to treat polluted soil, water, and air – A review. **Chemosphere**, v. 289, p. 133252, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653521037267>. Acesso em: 6 fev. 2026.

KUMAR, A.; KUMAR, V.; SINGH, J. Role of Fungi in the Removal of Heavy Metals and Dyes from Wastewater by Biosorption Processes. *In*: YADAV, A. N.; SINGH, S.; MISHRA, S.; GUPTA, A. (org.). **Recent Advancement in White Biotechnology Through Fungi: Volume 3: Perspective for Sustainable Environments**. Cham: Springer International Publishing, 2019. p. 397–418. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-030-25506-0_16. Acesso em: 6 fev. 2026.

LACAZ, C. da S.; PORTO, E.; MARTINS, J. E. C. Micologia médica: fungos, actinomicetos e algas de interesse médico. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 33, n. 4, p. 332–332, 1991. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rimtsp/a/r8bHxzp7yv7BjRShL3VdXrF/?lang=pt>. Acesso em: 6 fev. 2026.

LITCHFIELD, C. Thirty Years and Counting: Bioremediation in Its Prime?. **BioScience**, v. 55, n. 3, p. 273–279, 2005. Disponível em: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0273:TYACBI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0273:TYACBI]2.0.CO;2). Acesso em: 6 fev. 2026.

MENDONÇA, H. V.; OMETTO, J. P. H. B.; OTENIO, M. H.; MARQUES, I. P. R.; DOS REIS, A. J. D. Microalgae-mediated bioremediation and valorization of cattle wastewater previously digested in a hybrid anaerobic reactor using a photobioreactor: Comparison between batch and continuous operation. **The Science of the Total Environment**, v. 633, p. 1–11, 2018.

MOHAMMED, N. N.; ZAMEL, D.; ETMAN, A. E.; RABEE, M. M.; ELMASRY, S. A.; KHAN, A. U.; MOHAMMED, N. N.; ZAMEL, D.; ETMAN, A. E.; RABEE, M. M.; ELMASRY, S. A.; KHAN, A. U. Elucidation of the biodegradation mechanisms of fungi in efficient pollutant removal from wastewater. **Studies in Fungi**, v. 9, n. 1, 2024. Disponível em: <https://www.maxapress.com/article/doi/10.48130/sif-0024-0011>. Acesso em: 6 fev. 2026.

MOREIRA NETO. **Enzimas lignolíticas produzidas por *Psilicybe castanella* CCB444 em solo contaminado com hexaclorobenzeno**. 2006. 124 f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo-SP, 2006.

ONU. **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro - RJ: Organização das Nações Unidas, 2018. Disponível em: <https://revistas.udc.es/index.php/RAS/article/view/ams.2018.25.1.4655>. Acesso em: 6 fev. 2026.

PHILIPS, A. M. L. **Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio**. 2008. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2008.

RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition**. Washington, DC: American Water Works Association, 2017.

SANTOS, M. S. dos; RIBEIRO, F. M.; RIBEIRO JR., A. **Cervejas e refrigerantes**. : CETESB, 2005. Disponível em: https://repositorio.cetesb.sp.gov.br/items/a901fcda-db1d-45aa-a218-bd9e92cea573/006237_Cervejas-refrigerantes-2005.pdf. Acesso em: 6 fev. 2026.

SHIKLOMANOV, I. A. **World water resources: a new appraisal and assessment for the 21st century - UNESCO Digital Library**. Paris: UNESCO, 1998. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000112671>. Acesso em: 6 fev. 2026.

SILVA, C. J. A. da; MALTA, D. J. do N. A IMPORTÂNCIA DOS FUNGOS NA BIOTECNOLOGIA. **Caderno de Graduação - Ciências Biológicas e da Saúde - UNIT - PERNAMBUCO**, v. 2, n. 3, p. 49–49, 2016. Disponível em: <https://periodicos.set.edu.br/unitsaude/article/view/3210>. Acesso em: 6 fev. 2026.

SINGH, H. **Mycoremediation: fungal bioremediation**. Hoboken, N.J: Wiley-Interscience, 2006.

SOUTO, G. D. de B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (stripping)**. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 2009. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-19022009-121756/>. Acesso em: 6 fev. 2026.

STEENKAMP, E. T.; WINGFIELD, M. J.; MCTAGGART, A. R.; WINGFIELD, B. D. Fungal species and their boundaries matter – Definitions, mechanisms and practical implications. **Fungal Biology Reviews**, v. 32, n. 2, p. 104–116, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1749461317300635>. Acesso em: 6 fev. 2026.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. Boston: McGraw-Hill Science/Engineering/Math, 2003.

THAPA, S.; KC, A. K.; GHIMIRE, A. A Review On Bioremediation Of Petroleum Hydrocarbon Contaminants In Soil. **Kathmandu University Journal of Science Engineering and Technology**, v. 8, n. 1, 2012. Disponível em: <https://journals.ku.edu.np/kuset/article/view/331>. Acesso em: 6 fev. 2026.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L.; DAIAN, D. S. O.; DORVILLÉ, L. F. M. **Microbiologia**. Porto Alegre - RS: Artmed, 2021.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte - MG: Editora UFMG, 1996a.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte - MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental–Universidade Federal de Minas Gerais, 1996b.

VULLA, K.; FRANCIS, B.; KOMBA, R.; JANES, Z. Polyphosphates: Essential bioenergetic reservoirs and their role as critical nutrient depleters in biological systems. v. 8, p. 19–032, 2025.

XU, D.; LEE, L. Y.; LIM, F. Y.; LYU, Z.; ZHU, H.; ONG, S. L.; HU, J. Water treatment residual: A critical review of its applications on pollutant removal from stormwater runoff and future perspectives. **Journal of Environmental Management**, v. 259, p. 109649, 2020.

Disponível
em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479719313672>. Acesso em: 6 fev. 2026.

ZHU, L.; HUANG, C.; LI, W.; WU, W.; TANG, Z.; TIAN, Y.; XI, B. Ammonia assimilation is key for the preservation of nitrogen during industrial-scale composting of chicken manure. **Waste Management**, v. 170, p. 50–61, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X23005019>. Acesso em: 6 fev. 2026.

ZHUO, R.; FAN, F. A comprehensive insight into the application of white rot fungi and their lignocellulolytic enzymes in the removal of organic pollutants. **Science of The Total Environment**, v. 778, p. 146132, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721011992>. Acesso em: 6 fev. 2026.