



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL**

DISSERTAÇÃO

**REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE SOLUÇÕES AQUOSAS UTILIZANDO
BIOCHAR DE COMPOSTO EXAURIDO DA PRODUÇÃO DE COGUMELOS**

YURI MARINHO FERREIRA

2025



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL**

**REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE SOLUÇÕES AQUOSAS
UTILIZANDO BIOCHAR DE COMPOSTO EXAURIDO DA
PRODUÇÃO DE COGUMELOS**

YURI MARINHO FERREIRA

Sob orientação do Professor

Alexandre Lioi Nascentes

E coorientação da Professora

Juliana Lobo Paes

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, PPGAAmb, como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental.**

Seropédica

Rio de Janeiro – Brasil

Agosto de 2025

A reprodução total ou parcial deste documento é permitida para fins técnicos, acadêmicos e científicos, desde que na reprodução sejam citados o autor, o título, a instituição e o ano da dissertação.

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

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

F383r FERREIRA, YURI MARINHO, 03/04/1988-
 REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE SOLUÇÕES AQUOSAS
 UTILIZANDO BIOCHAR DE COMPOSTO EXAURIDO DA
 PRODUÇÃO DE COGUMELOS / YURI MARINHO FERREIRA. -
 Maricá, 2025.
 72 f.

 Orientador: ALEXANDRE LIOI NASCENTES.
 Coorientadora: JULIANA LOBO PAES.
 Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal
 Rural do Rio de Janeiro, PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
 AGRÍCOLA E AMBIENTAL, 2025.

 1. BIOCHAR. 2. ADSORÇÃO. 3. VALORIZAÇÃO DE
 RESÍDUOS. 4. SHIITAKE. 5. SHIMEJI. I. NASCENTES,
 ALEXANDRE LIOI, 01/06/1976-, orient. II. PAES,
 JULIANA LOBO, 21/10/1978-, coorient. III Universidade
 Federal Rural do Rio de Janeiro. PÓS-GRADUAÇÃO EM
 ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL. IV. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

YURI MARINHO FERREIRA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental**, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, área de concentração Meio Ambiente/ Poluição Ambiental e Resíduos Agroindustriais.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 30/07/2025.

Prof. Dr. Alexandre Lioi Nascentes – UFRRJ (Orientador)

Prof. Dr. Diego Macedo Veneu – UERJ

Prof. Dr. Leonardo Duarte Batista da Silva – UFRRJ

ATA Nº 87ª ATA DE DEFESA DE YURI MARINHO FERREIRA/2025 - PPGEAAMB (12.28.01.00.00.00.40)
(Nº do Documento: 3717)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 31/07/2025 09:47)

ALEXANDRE LIOI NASCENTES
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.44)
Matrícula: ###592#5

(Assinado digitalmente em 05/08/2025 05:49)

LEONARDO DUARTE BATISTA DA SILVA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DEPTOENG (12.28.01.00.00.00.44)
Matrícula: ###531#1

(Assinado digitalmente em 31/07/2025 10:28)

YURI MARINHO FERREIRA
DISCENTE
Matrícula: 2023#####5

(Assinado digitalmente em 31/07/2025 09:55)

DIEGO MACEDO VENEU
ASSINANTE EXTERNO
CPF: ###.###.067-##

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/documentos/> informando seu número: 3717, ano: 2025,
tipo: ATA, data de emissão: 31/07/2025 e o código de verificação: 95a2246abb

AGRADECIMENTOS

A jornada que culmina nesta dissertação foi construída com o apoio, incentivo e colaboração de pessoas que deixaram marcas profundas em minha trajetória acadêmica e pessoal.

Agradeço, com todo o meu amor, à minha esposa Brenda Costa da Silva, por sua paciência, compreensão e apoio incondicional durante todos os momentos desta caminhada. Ao meu filho Heitor Costa Marinho, fonte diária de inspiração, alegria e força para seguir em frente.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Alexandre Lioi Nascentes, pela orientação firme, pelas valiosas contribuições científicas e pela confiança depositada no meu trabalho. À minha coorientadora, Profa. Dra. Juliana Lobo Paes, pelo acompanhamento dedicado e pelas trocas enriquecedoras ao longo do processo.

Estendo meu agradecimento à doutoranda Aline Ramos Portella e ao graduando Gabriel Dias Tavares, pelo suporte técnico, pelas discussões produtivas e pela parceria ao longo das atividades de pesquisa.

A toda a equipe do Grupo de Pesquisa Saneamento Rural e Ambiental (SaneAmb), pela acolhida, pela colaboração diária e pelo ambiente de trabalho cooperativo que tanto contribuiu para o desenvolvimento deste estudo.

À UFRRJ e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, pela oportunidade, e à FAPERJ pelos recursos financeiros que viabilizaram o desenvolvimento dessa pesquisa.

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

A todos e todas, o meu mais sincero muito obrigado.

*Muitas pessoas viveram sem amor, mas nenhuma
sem água: uma percepção que reflete o ponto
mediano da nova década de ação com o simples,
mas significativo tema 'água é vida'.*

(H. W. Auden)

RESUMO

FERREIRA, Yuri Marinho. **Remoção de nutrientes de soluções aquosas utilizando biochar de composto exaurido da produção de cogumelos**. 2025. 72 páginas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental) - Instituto de Tecnologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2025.

A produção de cogumelos utiliza um substrato preparado a partir de palhas, bagaços e serragens, que após seu esgotamento passa a ser um resíduo agroindustrial comumente chamado de composto exaurido de cogumelo (CEC). Estima-se uma geração de 5 kg de CEC por kg de cogumelos. Uma técnica promissora de valorização de resíduos é sua conversão em biochar (biocarvão) por meio de pirólise. O biochar pode ser utilizado para remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) presentes em águas residuárias que, quando adequadamente removidos, podem ser reutilizados na agricultura. Este trabalho teve como objetivo avaliar a capacidade de remoção de nutrientes de águas residuárias por biochar de CEC. Foram produzidos 2 tipos de biochar, um a partir do CEC de shiitake (BCST) e outro a partir do CEC de shimeji (BCSJ), variando-se a temperatura de pirólise (380°C; 400°C; 500°C; 600°C; 620°C) e a ativação do biochar (com tratamento químico por $MgCl_2$). Foram realizados ensaios preliminares de remoção de nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total, após contato de 24h, a uma dosagem de biochar de 30g/L. Em seguida foram conduzidos experimentos variando-se os fatores temperatura de pirólise (380°C; 400°C; 500°C; 600°C e 620°C) e dosagem de biochar (4,5 g/L; 5 g/L; 7,5 g/L; 10 g/L; 10,5 g/L) para BCST e BCSJ. Nos ensaios preliminares, o biochar com tratamento químico obteve remoções de 11,1%, 3,3% e 98,1% de nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total, respectivamente, após 24h, a uma dosagem de biochar de 30g/L. O biochar de CEC de shiitake com tratamento químico por $MgCl_2$ teve a máxima capacidade adsorviva ($q_e = 21,26$ mg/g), quando produzido a 500°C e submetido à menor dosagem do adsorvente, e em todas as condições experimentais as eficiências foram superiores a 93,0%. Já o biochar de CEC de shimeji com tratamento químico teve eficiência de remoção de fósforo total superior a 99,3% em todos os tratamentos avaliados, destacando seu elevado potencial como adsorvente de fósforo com vistas a remoção e recuperação desse nutriente, especialmente com fins de posterior aplicação agrícola.

Palavras-chave: Biocarvão, adsorção, valorização de resíduos, shiitake, shimeji.

ABSTRACT

FERREIRA, Yuri Marinho. **Nutrient recovery from wastewater using biochar produced from spent compost from mushroom production**. 2025. 72 pages. Dissertation (Master's Degree in Agricultural and Environmental Engineering) – Institute of Technology, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, 2025.

Mushroom production utilizes a substrate prepared from straws, bagasse, and sawdust, which, after depletion, becomes an agro-industrial residue commonly known as spent mushroom substrate (SMS). It's estimated that 5 kg of SMS are generated per kg of mushrooms produced. A promising technique for waste valorization is its conversion into biochar through pyrolysis. Biochar can be used for the removal of nutrients (nitrogen and phosphorus) present in wastewater, which, when adequately removed, can be reused in agriculture. This work aimed to evaluate the nutrient removal capacity from wastewater by SMS biochar. Two types of biochar were produced: one from shiitake SMS (BCST) and another from shimeji SMS (BCSJ), varying the pyrolysis temperature (380°C; 400°C; 500°C; 600°C; 620°C) and biochar activation (with chemical treatment by MgCl_2). Preliminary tests were conducted for the removal of ammoniacal nitrogen, nitrate, and total phosphorus after 24 hours of contact, at a ratio of 30g of biochar per liter of solution. Subsequently, experiments were carried out varying the pyrolysis temperature (380°C; 400°C; 500°C; 600°C; and 620°C) and biochar proportion (4.5 g/L; 5 g/L; 7.5 g/L; 10 g/L; 10.5 g/L) for both BCST and BCSJ. In preliminary tests, the chemically treated biochar achieved removals of 11.1%, 3.3%, and 98.1% for ammoniacal nitrogen, nitrate, and total phosphorus, respectively, after 24 hours at a ratio of 30g of biochar per liter of solution. The shiitake SMS biochar with chemical treatment by MgCl_2 showed the maximum adsorptive capacity ($q_e=21.26$ mg/g) when produced at 500°C and subjected to the lowest adsorbent dosage, and in all experimental conditions, the efficiencies were above 93.0%. The shimeji SMS biochar with chemical treatment, on the other hand, had a total phosphorus removal efficiency greater than 99.3% in all evaluated treatments, regardless of the pyrolysis temperature and the initial total phosphorus concentration, highlighting its high potential as a phosphorus adsorbent for the removal and recovery of this nutrient, especially for subsequent agricultural application.

KEYWORDS: Biochar, adsorption, waste valorization, shiitake, shimeji.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Cogumelo shiitake (<i>Lentinula edodes</i>).....	18
Figura 2. Cogumelo shimeji cinza (<i>Pleoratus ostreatus</i>).....	19
Figura 3. Aspectos de sustentabilidade da produção de cogumelos alinhados aos ODS.....	22
Figura 4. Cultivo de shiitake (<i>Lentinula Edodes</i>) em blocos de serragem.....	24
Figura 5. Cultivo de shimeji por meio do método de substrato axênico.....	26
Figura 6. Descarte inadequado de composto exaurido de cogumelos (CEC).	28
Figura 7. Aspecto do composto exaurido de cogumelo.	30
Figura 8. Esquema da transformação biológica pela técnica JunCao.....	34
Figura 9. Fluxograma das atividades do MUSA (Mushrooms for Sustainable Agriculture)...	36
Figura 10. Principais causas das mortandades dos peixes atendidas pela CETESB.	44
Figura 11. Composto exaurido de cogumelo (CEC) após secagem	48
Figura 12. Aspecto do CEC após processamento em um moinho de facas.	49
Figura 13. Reator tubular vertical bipartido com injeção de nitrogênio (a); Tubo de aço utilizado para acondicionar o material a ser pirolisado (b).....	50
Figura 14. Remoções de nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total pelo biochar de CEC de shimeji, com dosagem de biochar de 30g/L, em ensaio de 24h.	54
Figura 15. Distribuição dos resultados da capacidade de adsorção de fósforo no equilíbrio (q_e) em função da temperatura de pirólise e da dosagem de biochar de CEC de shiitake (BCST). 58	
Figura 16. Superfície de resposta da capacidade de adsorção de fósforo no equilíbrio (q_e) em função da temperatura de pirólise e da dosagem de biochar de CEC de shiitake (BCST)	59
Figura 17. Distribuição dos resultados da capacidade de adsorção de fósforo no equilíbrio (q_e) em função da temperatura de pirólise e da dosagem de biochar de CEC de shimeji (BCSJ) ..	62
Figura 18. Superfície de resposta da capacidade de adsorção de fósforo no equilíbrio (q_e) em função da temperatura de pirólise e da dosagem de biochar de CEC de shimeji (BCSJ).....	63

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CEC	Composto Exaurido de Cogumelo
FANs	Floração de Alga Nociva
ANA	Agência Nacional de Águas
ONU	Organização das Nações Unidas
RSM	<i>Response Surface Methodology</i>
MgCl ₂	Cloreto de Magnésio
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
NH ₃	Amônia
NO ₃ ⁻	Nitrato
PO ₄ ³⁻	Fosfato
Senar	Serviço Nacional de Aprendizagem Rural
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de Carbono
MUSA	<i>Mushrooms for Sustainable Agriculture</i>
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
SMS	<i>Spent Mushroom Substrate</i>
Cu	Cobre
Zn	Zinco
Pb	Chumbo
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	14
2.1 <i>Objetivo Geral</i>	14
2.2 <i>Objetivos Específicos</i>	14
3 REVISÃO DE LITERATURA	15
3.1 <i>Contribuições para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)</i>	15
3.1.1 <i>Articulação dos ODS 2, 6, 12 e 13</i>	16
3.2 <i>Cultivo de shiitake e shimeji</i>	17
3.2.1 <i>Características gerais</i>	18
3.2.2 <i>Importância econômica</i>	20
3.2.3 <i>Métodos de cultivo e substratos utilizados</i>	22
3.2.4 <i>Geração de resíduos e impactos ambientais</i>	27
3.3 <i>Composto Exaurido de Cogumelo (CEC)</i>	30
3.3.1 <i>Composição e propriedades</i>	31
3.3.2 <i>Potencial de reaproveitamento e desafios</i>	33
3.4 <i>Adsorção de Nutrientes e Uso do Biochar</i>	36
3.4.1 <i>Processos Adsorptivos e suas aplicações ambientais</i>	38
3.4.2 <i>Biochar derivado do CEC e seu potencial como adsorvente</i>	40
3.5 <i>Nitrogênio e Fósforo no Meio Ambiente</i>	43
3.5.1 <i>Impactos ambientais e processos de eutrofização</i>	43
3.5.2 <i>Estratégias de remoção e recuperação desses nutrientes</i>	45
4 METODOLOGIA	48
4.1 <i>Coleta e Preparação do Composto Exaurido de Cogumelo – CEC</i>	48
4.2 <i>Tratamento Químico do CEC com Cloreto de Magnésio (MgCl₂)</i>	49
4.3 <i>Produção do Biochar</i>	50
4.4 <i>Ensaio Preliminares de Adsorção de Nitrogênio Amoniacal, Nitrato e Fósforo Total</i>	51
4.5 <i>Ensaio de Adsorção utilizando Metodologia de Superfície de Resposta</i>	51
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	54
5.1 <i>Ensaio Preliminares</i>	54
5.2 <i>Capacidade adsorptiva do biochar de CEC de shiitake (BCST)</i>	55
5.3 <i>Capacidade adsorptiva do biochar de CEC de shimeji (BCSJ)</i>	59
6 CONCLUSÃO	65
7 REFERÊNCIAS	66

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por alimentos saudáveis e sustentáveis, aliada à intensificação da produção agrícola, tem impulsionado o cultivo de cogumelos comestíveis, especialmente o shiitake (*Lentinula edodes*) e o shimeji (*Pleurotus ostreatus*). Essas espécies destacam-se não apenas pelo elevado valor nutricional e propriedades funcionais, mas também pelo potencial econômico que oferecem aos pequenos e médios produtores (Martín *et al.*, 2023).

O aumento na atividade agroindustrial da produção de cogumelos também gerou o aumento de resíduos, na forma do composto exaurido de cogumelo (CEC), cuja destinação inadequada pode ocasionar impactos ambientais adversos. O CEC é considerado um resíduo sólido com alto potencial de reutilização, sendo utilizado nos últimos anos na produção de biofertilizantes, alimentos para animais, produção de energia e tratamento de águas residuárias (Dou *et al.*, 2025).

O impacto ambiental decorrente do descarte incorreto do CEC, muitas vezes relegado a aterros ou incinerado sem recuperação de valor, contrasta com a necessidade urgente de implementação de soluções sustentáveis na gestão de resíduos agroindustriais. Nesse contexto, a conversão deste subproduto em biochar – por meio da pirólise – emerge como uma alternativa promissora, pois alia a mitigação de resíduos à produção de um material com elevada capacidade adsorptiva para a remoção de nutrientes (Li *et al.*, 2025). O biochar possui uma estrutura porosa e uma alta densidade de grupos funcionais, o que o torna apto a adsorver contaminantes como nitrogênio e fósforo de águas residuárias.

Por outro lado, a qualidade dos recursos hídricos é um tema crítico para a gestão ambiental e a saúde pública. Dados da Agência Nacional de Águas (ANA) indicam que a presença excessiva de nutrientes – nitrogênio (N) e fósforo (P) – em corpos d'água contribui para a eutrofização, levando ao crescimento desordenado de algas e à degradação dos ecossistemas aquáticos e esses problemas não só comprometem a biodiversidade, como também afetam o abastecimento de água para consumo humano e a prática de atividades econômicas relacionadas a recursos hídricos (ANA, 2013).

Tecnologias convencionais de tratamento de águas residuárias apresentam limitações na remoção de nutrientes, fato que tem estimulado pesquisas na área de adsorção de N e P (Darajeh *et al.*, 2021). A produção de biochar a partir do CEC surge, portanto, como uma solução inovadora, capaz de transformar um resíduo em um insumo valioso para a recuperação de nutrientes e para a melhoria da qualidade da água (Marsolla *et al.*, 2025).

Nesse sentido, a abordagem deste estudo integra os princípios do desenvolvimento sustentável, colaborando para o cumprimento das normativas ambientais, articulando-se com múltiplos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) propostos pela Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU) e Agenda de Ação pela Água (ONU, 2023).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do biocarvão de composto exaurido de cogumelo (CEC), utilizando tratamento químico com cloreto de magnésio (MgCl_2), na remoção de nutrientes (nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total) de soluções aquosas.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a influência da temperatura de pirólise do biochar de CEC sobre sua capacidade de adsorção de nutrientes;
- Avaliar o tratamento químico com cloreto de magnésio (MgCl_2) sobre sua capacidade de adsorção de nutrientes;
- Comparar capacidades adsorptivas do biochar de CEC de shiitake e shimeji.

3 REVISÃO DE LITERATURA

Neste capítulo serão abordados os principais conceitos e estudos que embasam e justificam esta pesquisa, que em toda sua trajetória dialoga com os compromissos assumidos pelo Brasil nas áreas de água, saneamento, agricultura sustentável, mudanças climáticas e economia circular, fortalecendo o papel da ciência como ferramenta de transformação social e ambiental. A colaboração com entidades como a Agência Nacional de Águas (ANA) e o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) ressalta o caráter transdisciplinar e estratégico da pesquisa. Portanto, inicialmente será contextualizado a integração desta pesquisa com a atuação brasileira na agenda ambiental e a relação com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Em seguida, será discutido o cultivo dos cogumelos shiitake e shimeji, ressaltando suas características, métodos de cultivo e os impactos econômicos e ambientais. Na continuação, explora-se a composição e o potencial de reaproveitamento do CEC, passando pela fundamentação teórica relacionada à adsorção de nutrientes, ao uso do biochar derivado do CEC e às implicações ambientais do excesso de nitrogênio e fósforo.

3.1 Contribuições para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)

A presente dissertação aborda uma temática de elevada relevância para o desenvolvimento sustentável, articulando-se com múltiplos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) propostos pela Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU). O estudo integra soluções ambientais e práticas agrícolas por meio da valorização de resíduos agroindustriais — especificamente, o composto exaurido de cogumelo (CEC) — convertido em biochar, com aplicação na remoção e recuperação de nutrientes de águas residuárias. Essa abordagem inovadora e de base tecnológica contribui para a mitigação de impactos ambientais e a promoção da economia circular, alinhando-se a estratégias globais de sustentabilidade.

Em 2015, após um amplo processo de negociação global, a Assembleia Geral da ONU adotou a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável que elenca 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que por sua vez são compostos por 169 metas (Coutinho, 2021), que atendem a quatro aos conceitos fundamentais de responsabilidade, mitigação, adaptação e integração. Essa agenda constitui um plano de ação global para erradicar a pobreza, proteger o planeta e garantir prosperidade para todos, integrando dimensões sociais, econômicas e ambientais de forma interdependente. A presente pesquisa dialoga diretamente com quatro desses objetivos, sendo estes: (ODS 2) Fome Zero e Agricultura Sustentável; (ODS

6) Água Potável e Saneamento; (ODS 12) Consumo e Produção Responsáveis e, por último, (ODS 13) Ação Contra a Mudança Global do Clima.

3.1.1 Articulação dos ODS 2, 6, 12 e 13

O trabalho contribui diretamente com o ODS 2 — "Acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e promover a agricultura sustentável" — por propor a recuperação de nutrientes, como o fósforo, presentes em efluentes líquidos, com potencial de reutilização na agricultura. Isso proporciona uma alternativa sustentável aos fertilizantes minerais convencionais, promovendo o uso eficiente de recursos e fortalecendo sistemas agrícolas resilientes.

Adicionalmente, o reaproveitamento do CEC, um subproduto volumoso da produção de cogumelos, contribui para a promoção de práticas agrícolas ambientalmente responsáveis. Considerado um resíduo de alto valor agrônômico, o CEC já é utilizado como biofertilizante e condicionador de solo. A proposta da dissertação reforça essas aplicações, promovendo o manejo sustentável dos recursos do solo e o aumento da produtividade agrícola com menor impacto ambiental, em consonância com a meta 2.4 dos ODS.

O núcleo da pesquisa está centrado no ODS 6 — "Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos" —, com ênfase na meta 6.3, que visa melhorar a qualidade da água por meio da redução da poluição e do reaproveitamento seguro de efluentes.

A relevância do biochar no processo de remoção de nutrientes das águas indicam eficiência na mitigação da eutrofização e na preservação de ecossistemas aquáticos. Além disso, a dissertação aborda a limitação das tecnologias convencionais de tratamento de águas residuárias na remoção de nutrientes, propondo uma alternativa inovadora e sustentável, com potencial de ampliação em políticas públicas e programas de saneamento básico.

A valorização de resíduos agroindustriais como o CEC articula com o ODS 12 — "Assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis", especialmente nas metas 12.2 e 12.5. A pesquisa apresenta a pirólise como técnica eficaz para converter o CEC em biochar, promovendo a reciclagem de resíduos e reduzindo significativamente os volumes descartados no meio ambiente. Ao transformar esse resíduo em um insumo estratégico para o tratamento de efluentes e posterior uso na agricultura, o estudo reforça os princípios da bioeconomia e da economia circular. Essa abordagem promove o uso racional de recursos naturais, mitiga a geração de resíduos e fomenta a sustentabilidade em toda a cadeia produtiva.

A dissertação também contribui com o ODS 13 — "Tomar medidas urgentes para combater a mudança do clima e seus impactos", particularmente na meta 13.2, que propõe integrar medidas climáticas nas políticas e estratégias nacionais. De acordo com Vieira Júnior (2025), a conversão térmica do CEC em biochar reduz a emissão de gases de efeito estufa, como metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), normalmente liberados na decomposição anaeróbica de resíduos orgânicos. O biochar, por sua vez, atua como um meio de sequestro de carbono, fixando o carbono orgânico em forma estável no solo por longos períodos. Esse processo contribui tanto para a mitigação das mudanças climáticas quanto para o enriquecimento da matéria orgânica do solo, fortalecendo práticas agrícolas regenerativas (Halim *et al.*, 2017; Abreu, 2019).

Em conjunto essas contribuições mostram como a presente pesquisa integra a sustentabilidade hídrica, agrícola e climática e de gestão de resíduos, incrementando a discussão de implementação dos ODS.

3.2 Cultivo de shiitake e shimeji

A cultura de cogumelos comestíveis vem se destacando na agroindústria moderna por suas propriedades culinárias, nutricionais e farmacológicas (FAO, 2022), além da capacidade bioconversão de resíduos orgânicos com seu potencial de desenvolvimento em diferentes substratos (Almeida *et al.*, 2025). Essa versatilidade impulsiona um mercado disposto a investir no que tem se tornado uma alternativa sustentável e um cultivo estratégico do ponto de vista econômico e ambiental. O shiitake (*Lentinula edodes*) e o shimeji (*Pleurotus ostreatus*) são duas espécies que estão na lista dos principais cogumelos comestíveis produzidos no Brasil (Silva *et al.*, 2024). Ambas as espécies são nativas da Ásia, porém conservam suas especificidades morfológicas e aplicações em diferentes áreas.

O cultivo do shiitake (*Lentinula edodes*) é realizado, predominantemente, em ambientes controlados, o que permite sua produção durante todo o ano, independentemente das condições climáticas externas. Essa característica, aliada à possibilidade de cultivo vertical e ao baixo uso de área em comparação com a agricultura convencional, faz dessa espécie de cogumelo uma alternativa viável para pequenos produtores e agricultores familiares (Martín *et al.*, 2023).

O shimeji (*Pleurotus ostreatus*) também é uma espécie de cogumelo amplamente cultivada e consumida, mas com grande capacidade de adaptação a diferentes biomas (Silva *et al.*, 2025). Ele é conhecido por produzir biomoléculas com diversas atividades biológicas, como proteases, que desempenham papéis essenciais em processos fisiológicos, incluindo coagulação

sanguínea e hidrólise de trombos. Além disso, essas enzimas têm aplicações industriais em setores como alimentos, detergentes, couro e farmacêuticos.

Além disso, o subproduto do cultivo de cogumelos, o CEC, possui grande potencial de reaproveitamento, dispensando o descarte ou inutilização e reforçando os princípios da bioeconomia (Chen *et al.*, 2022) e na economia circular (Almeida *et al.*, 2025).

3.2.1 Características gerais

O shiitake possui chapéu de cor marrom, que vão de tons mais claros aos mais escuros, textura rugosa e bordas arredondadas, seu tamanho varia com as condições de cultivo, mas a média é entre 5 e 15cm de diâmetro. A textura é rugosa, com caule de consistência fibrosa, como mostrado na Figura 1.



Figura 1. Cogumelo shiitake (*Lentinula edodes*)

Fonte: Embrapa, 2017.

Além de seu valor como alimento funcional, também é fonte de compostos bioativos com propriedades imunomoduladoras, antioxidantes, antibacterianas e citotóxicas, atribuídas principalmente à presença de lentinana, uma β -glucana de reconhecida ação terapêutica (Martín *et al.*, 2023). No aspecto nutricional, o shiitake é rico em proteínas digeríveis, minerais como potássio, magnésio, fósforo e cálcio, vitaminas (principalmente do complexo B e D), ácidos graxos, além de apresentar compostos bioativos como lentinana e eritadenina, associados à atividade imunomoduladora, antioxidante e hipocolesterolêmica (Lindequist; Niedermeyer;

Julich, 2005). Essas características conferem ao cogumelo não apenas valor alimentar, mas também potencial para uso na medicina preventiva e na indústria farmacêutica (Silva et al, 2024).

Do ponto de vista agrônômico, o cultivo do shiitake exige controle rigoroso das condições de umidade, temperatura, luminosidade e pH, com faixas ideais que variam conforme a fase do desenvolvimento do micélio e da frutificação. A temperatura ideal para a incubação do micélio situa-se entre 24 e 27 °C, enquanto a frutificação é favorecida por temperaturas mais baixas, entre 12 e 18 °C, com elevada umidade relativa do ar (acima de 85%) (Zied *et al.*, 2020).

De acordo com Martín et al. (2023), por todas essas características o cultivo de shiitake pode representar uma eficiente de bioconversão de resíduos agroflorestais, integrando-se aos princípios da bioeconomia e sustentabilidade agrícola.

Já o shimeji, também conhecido como cogumelo ostra, costuma frutificar em grupo e apresenta um chapéu de dimensão entre 3 e 10cm de diâmetro, sua morfologia varia conforme o meio de cultivo, exibindo texturas como algodão ou pulverulenta, com variações das cores branca, bege e cinza. Possui formato de leque ou concha, com bordas onduladas de textura lisa. Seu caule é fino e alongado, possui estruturas especializadas, como conexões de grampos e toxocistos, que auxiliam na reprodução e na obtenção de nutrientes, conforme mostrado na Figura 2.



Figura 2. Cogumelo shimeji cinza (*Pleoratus ostreatus*).

Fonte: Embrapa, 2017.

Assim como shiitake, o shimeji também se destaca por suas propriedades medicinais apresentando um efeito anti-inflamatório pela capacidade em inibir a produção de óxido nítrico, citocinas e prostaglandinas que atuam como mediadores pró-inflamatórios (Silva *et al.*, 2024), com potencial antimicrobiano, auxílio na regulação de colesterol e características antioxidantes, além de conter lisina e vitamina B1 e ser rico em proteínas (Silva *et al.*, 2024).

Seu cultivo atende a parâmetros específicos de acordo com as fases, exceto pela temperatura que se mantém entre 20° e 26° da incubação a frutificação. Portanto, essa grande adaptabilidade a diferentes substratos e condições de cultivo, faz com que o shimeji seja considerado potencial econômico por seu uso na nutrição, medicina e biotecnologia, destacando-se por suas principais aplicações na produção de bioetanol, biorremediação e produções de moléculas ativas (Vieira júnior, 2025).

Ambos os fungos que frutificam os cogumelos possuem a capacidade para diferentes atividades biológicas, como a bioacumulação, que trata de enriquecer os cogumelos para fins de suplementação nutricional ou objetivos farmacêuticos (Silva *et al.*, 2024).

3.2.2 Importância econômica

Além dos aspectos nutricionais e ambientais, a cadeia produtiva dos cogumelos comestíveis possui expressiva viabilidade econômica. Estudos indicam que, com manejo adequado, o cultivo pode gerar elevada produtividade e retorno financeiro, especialmente quando inserido em sistemas agroecológicos ou cooperativos, que permitem o escoamento da produção por meio de canais curtos de comercialização e agregação de valor por meio da venda de produtos frescos ou desidratados (Lima, 2017).

Apesar do histórico de pouca adesão no Brasil, que ainda se concentram nas regiões sul e sudeste, a produção e consumo de cogumelos comestíveis sempre existiu e demonstrou crescimento tanto economicamente como em investimentos, sendo a Ásia a responsável por dominar o mercado por muitos anos, cerca 79,83% em 2023 (Fortune Business Insights, 2025).

A partir dos dados da Associação Nacional dos Produtores de Cogumelos, Silva *et al.* (2024) indicam que o consumo de cogumelos no Brasil tem se expandido ao longo dos anos com o crescimento da adesão à alimentação vegetariana e à culinária oriental (Silva *et al.*, 2024).

A produção e comercialização desses fungos movimentam um mercado global em rápida expansão. Em 2021, o setor foi avaliado em aproximadamente US\$ 50,27 bilhões, com

projeções de crescimento para US\$ 115,79 bilhões até 2030, impulsionado por uma taxa média anual de 9,7% (*Markets And Markets*, 2022).

Os principais produtores globais incluem empresas na Índia, Estados Unidos e Holanda (*Fortune Business Insights*, 2025). No Brasil, embora o cultivo ainda esteja concentrado em pequenas e médias propriedades, especialmente nos estados de São Paulo, Rio Grande do Sul e Minas Gerais, há um crescimento contínuo do setor, com elevado potencial de expansão em regiões com disponibilidade de resíduos agroindustriais para uso como substrato (IBGE, 2022).

Entre os anos de 2021 e 2023, os principais desenvolvimentos do setor envolveram desde a expansão da variedade de espécies cultivadas até inovação de técnicas e embalagem, projetando um CAGR de 7,18% que exhibe previsão de crescimento de 2024 a 2030 (*Fortune Business Insights*, 2025).

O shiitake, com seu valor nutricional elevado e propriedades terapêuticas, é empregado na indústria de alimentos e farmacêutica. Com potencial similar, o shimeji é utilizado em bioprocessos industriais e na produção de alimentos processados (Silva *et al.*, 2025).

Nesse contexto, Urban *et al.* (2017) destacam o papel social, econômico e ecológico da produção de cogumelos. Isso porque, com a escolha da técnica adequada, a produção de cogumelos pode ser integrada a modelos de negócios sustentáveis e economia circular, alinhando a realidade a alguns dos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS), desenvolvidos pela ONU (Viriato *et al.*, 2024), como pode ser visto na Figura 3.

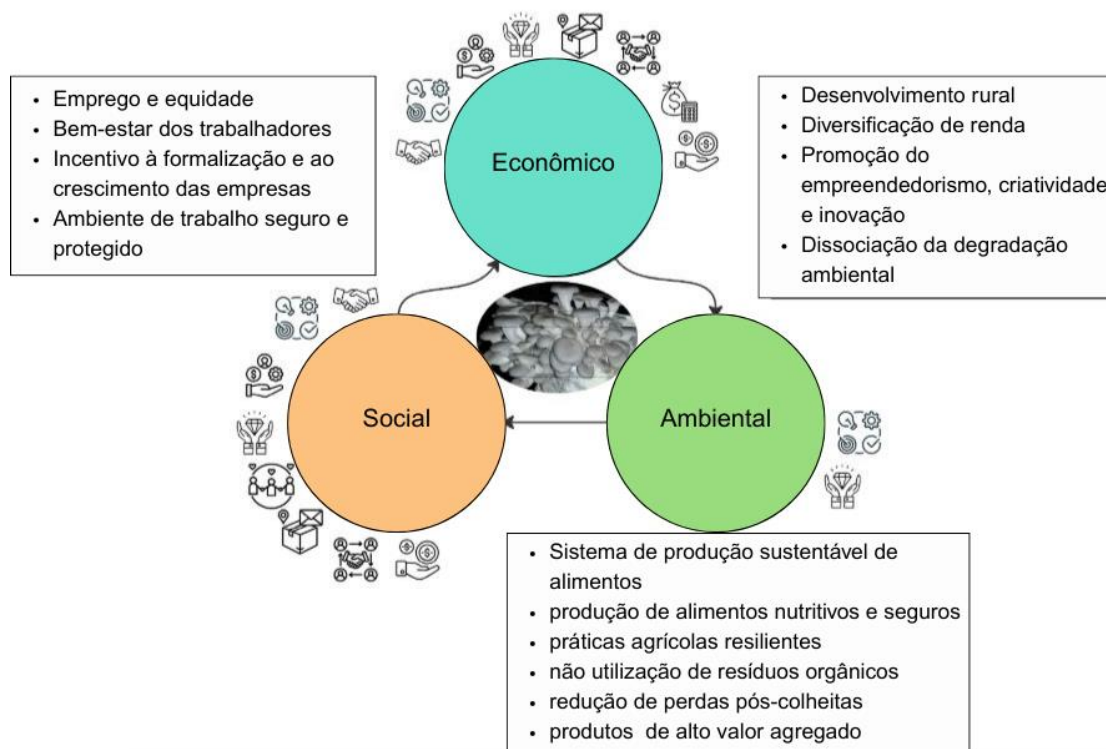


Figura 3. Aspectos de sustentabilidade da produção de cogumelos alinhados aos ODS.

Fonte: adaptado de Viriato et al., 2024.

Dessa forma, a produção de cogumelos oferece versatilidade e pode operar em sistemas sustentáveis e práticas agrícolas resilientes ao mesmo tempo em que se estabelece com um dos empreendimentos mais lucrativos do mundo (Viriato *et al.*, 2024), assim como pode ser explorada por pequenos e médios produtores, e por empreendedores com grandes possibilidades de participação no mercado interno e externo (Urben *et al.*, 2017).

Portanto, o cultivo de cogumelos tem se destacado pela grande relevância econômica e tem sido objeto de pesquisas de diferentes áreas. Considerando todas as etapas e métodos de cultivo das duas espécies, shiitake e shimeji, as condições ambientais necessárias a cada uma, bem como sua colheita, armazenamento e viabilidade comercial, a fungicultura é um ramo de pequenos produtores a indústrias, por conta do potencial de geração de receita em uma demanda que só cresce (FAO, 2022).

3.2.3 Métodos de cultivo e substratos utilizados

A produção de cogumelos já não depende mais de condições naturais, e muitas tecnologias foram criadas e implementadas para que o cultivo ganhasse estabilidade e se desenvolvesse como potência comercial que é hoje (Urben *et al.*, 2017). Investiu-se no conhecimento da estrutura do fungo que dá origem ao cogumelo cultivado, sua reprodução e

os sistemas de cultivo e os fatores que precisam compor esse sistema e que influenciam diretamente na qualidade da cultura. Umidade, temperatura e ventilação são os três fatores principais na produção de cogumelo (Urban *et al.*, 2017).

Isso porque o fungo é composto em maior parte por água e a temperatura afeta diretamente seu metabolismo; já a ventilação precisa de moderação por conta do processo respiratório, já que os fungos são organismos aeróbicos, absorvem oxigênio e liberam dióxido de carbono, portanto, conhecer a fisiologia do fungo é fundamental para escolher e estabelecer um sistema de cultivo apropriado (Silva *et al.*, 2025).

Zied *et al.* (2020) destacam que a seleção da matéria-prima para o substrato é uma etapa crucial no processo produtivo de cogumelos, pois influencia diretamente sua nutrição e, conseqüentemente, o rendimento e a qualidade final. Essa escolha deve seguir critérios específicos relacionados às necessidades nutricionais das espécies cultivadas, que podem ser classificadas como decompositoras primárias ou secundárias.

Os decompositores primários necessitam de matérias-primas com maior relação C/N, elevado teor de lignina e baixo teor de nitrogênio, características que favorecem sua capacidade de degradar a estrutura da maioria das células vegetais por meio de seu próprio conjunto enzimático. Exemplos incluem serragem, bagaço de cana-de-açúcar e palha (Senar, 2024).

Já os decompositores secundários apresentam melhor desenvolvimento em substratos com menor relação C/N e maiores teores de celulose, hemicelulose e nitrogênio. Para esses, materiais como esterco e compostos obtidos da mistura de diferentes resíduos são mais adequados, pois seu crescimento é favorecido após a ação prévia de outros microrganismos durante a compostagem (Senar, 2024).

Vale ressaltar que, segundo Zied *et al.* (2020), essa classificação não é rígida, uma vez que determinadas espécies de cogumelos podem atuar simultaneamente como decompositoras primárias e secundárias, ampliando sua adaptabilidade a diferentes tipos de substratos e condições ambientais.

Zied *et al.* (2020) destacam que a escolha de matéria-prima para substrato influencia todo o processo produtivo, pois a escolha da matéria-prima para a fabricação do substrato é uma etapa fundamental para todo o processo, uma vez que é essa etapa que define diretamente a nutrição do cogumelo. Portanto, existe um critério específico na escolha de matérias-primas que está relacionado à nutrição dos cogumelos, que são classificados como decompositores primários e secundários (Zied *et al.*, 2020).

Os decompositores primários exigem matérias com maior relação C/N e o teor de lignina e menor teor de nitrogênio (Zied *et al.*, 2020), pois sua capacidade de decomposição está relacionada aos seus próprios conjuntos enzimáticos que possuem poder de ação na estrutura da maioria das células vegetais, por exemplo, serragem, bagaço, cana-de-açúcar e palha.

Os decompositores secundários, por sua vez, exigem materiais com menor relação C/N e maiores teores de celulose, hemicelulose e nitrogênio (Zied *et al.*, 2020), por exemplo, esterco e composto com a mistura de diversos resíduos, pois seu desenvolvimento é mais próspero após a atividade de compostagem de outros microrganismos. Para Zied *et al.* (2020), essa versatilidade não necessariamente é uma forma de divisão, já que um cogumelo pode atuar como decompositor primário e secundário de maneira simultânea, flexibilizando ainda mais sua utilização em diferentes solos e regiões (Zied *et al.*, 2020).

O cultivo do shiitake tradicionalmente utiliza toras de madeira de espécies específicas, como o carvalho (*Quercus spp.*)¹, por conta de sua eficiência como biodegradador (Vieira Júnior, 2025), mas também pode ser adaptado para substratos alternativos à base de resíduos lignocelulósicos, como serragem, bagaço de cana, casca de arroz e palha, enriquecidos com fontes de nitrogênio (Zied *et al.*, 2020), conforme Figura 4.



Figura 4. Cultivo de shiitake (*Lentinula Edodes*) em blocos de serragem.

Fonte: Vieira Júnior, 2025.

¹ *Quercus spp.* refere-se a várias espécies de carvalho do gênero *Quercus*, utilizadas tradicionalmente no cultivo de cogumelos por sua composição lignocelulósica favorável ao desenvolvimento do micélio (Zied *et al.*, 2020).

Complementar o substrato com esses farelos proporciona uma fonte de lignina e celulose, essenciais para colonização do micélio, favorecendo também a síntese de compostos ativos, como a lentinana (Martín *et al.*, 2023). Apesar da variedade de substratos utilizados no cultivo de shiitake, Vieira Júnior (2025) destaca a existência de uma fórmula padrão, que utiliza 80% de serragem de madeira e 20% de suplemento, devidamente esterilizados e ensacados.

No cultivo de shimeji, por conta de sua maior flexibilidade que proporciona enriquecimento a partir de substratos que variam de resíduos agrícolas (como palha ou bagaço) a compostos industrializados, existe uma maior adaptabilidade em formatos de produção, como o cultivo vertical, e isso otimiza espaço e produtividade, um dos objetivos da comercialização (Chen *et al.*, 2022). A variedade de substratos pode estimular a síntese de enzimas, como as proteases, atribuídas a aplicações nutricionais e farmacêuticas (Chen *et al.*, 2022).

Silva *et al.* (2025) também defendem que o manejo de cultura influencia a produção de proteases, responsáveis por desempenhar papéis essenciais em todos os organismos vivos, influenciando em processos como crescimento, metabolismo, função fisiológica, entre outros, e que até o crescimento micelial é influenciado por fatores ambientais (Silva *et al.*, 2025).

Esses substratos podem ser preparados pelo método de pasteurização, que visa à seleção de microrganismos termófilos no substrato, os quais atuam como protetores e pode ser feita por imersão em água a 80–85 °C por 30 a 45 minutos, ou com o uso de vapor, em temperaturas de 60 a 100 °C, por períodos que variam entre 1 e 12 horas; e pelo método axênico, que consiste na esterilização do substrato a 118–120 °C por 50 a 60 minutos, ou a 100 °C por 5 a 6 horas. Nesse método, utiliza-se como base a serragem, acrescida de suplementos (Vieira Júnior, 2025). O cultivo atende aos mesmos parâmetros do shiitake, com exceção da atenção aos níveis de concentração de dióxido de carbono (CO₂). A Figura 5 apresenta o cultivo de shimeji pelo método axênico.



Figura 5. Cultivo de shimeji por meio do método de substrato axênico.

Fonte: Vieira Júnior, 2025.

Niella *et al.* (2019) discutem a essência simples do preparo de substratos para a produção de cogumelos, indicando que até mesmo enriquecer o material que já possui com componentes inorgânicos é possível e gera bons resultados, relacionando a simplicidade do suporte nutricional à técnica JunCao, que associa diversas espécies de capins com vários farelos, calcários e gesso originando diferentes substratos. A utilização de múltiplos resíduos, não apenas aumenta as opções de utilização de materiais que seriam descartados, como também expande as possibilidades na composição física, química e nutricional que garantem a boa saúde do cogumelo em todas as suas fases.

A partir dessa abordagem, Niella *et al.* (2019) defendem que para o preparo de um substrato o mais importante não é basear a escolha na complexidade de apenas um material, já que muitos subprodutos agrícolas e agroindustriais não possuem em sua natureza a suficiência em nutrição, portanto isolados talvez não sejam o ideal, mas a combinação e ajuste de resíduos vai fornecer as condições adequadas a produção de um substrato rico e que garanta o desenvolvimento do cogumelo. Além do aproveitamento de resíduos, a escolha de substratos é importante pois influencia em diversas características dos cogumelos, principalmente quando o cultivo visa o contexto comercial. Portanto, o beneficiamento do material que irá compor o substrato deve privilegiar o reaproveitamento de resíduos agrícolas ao mesmo tempo que a formulação se preocupa em enriquecer e favorecer o perfil bioquímico, mantendo os valores e propriedades do alimento, pois o desenvolvimento fúngico de qualidade depende da composição química do substrato utilizado e das condições de cultivo (Nunes, 2018).

No cultivo de shiitake, o uso de serragem de madeira associada a suplementos específicos melhora a disponibilidade de nutrientes essenciais e eleva a eficiência biológica do processo (Martín *et al.*, 2023). Da mesma forma, no cultivo de shimeji, a formulação adequada, dentre tantas opções de resíduos agrícolas que podem ser utilizados, contribui para a disponibilidade de nutrientes e para a absorção ideal pelo organismo.

A escolha de substratos e métodos de cultivos deve basear-se na disponibilidade de nutrientes e eficiência biológica e a relação entre os dois conceitos, pois afeta diretamente a produção e sua utilização posterior, resultando em um perfil residual inferior ao desejado, por exemplo, o CEC. Mesmo que o objetivo seja converter o CEC em biochar, as propriedades do CEC, como teor de matéria, resíduos minerais, capacidade de adsorção, entre outras, estão diretamente relacionadas à qualidade do substrato e à eficácia do cultivo (Martín *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2025).

3.2.4 Geração de resíduos e impactos ambientais

Mesmo com um cultivo que utiliza resíduos agrícolas de outras culturas, a produção de cogumelos ainda gera seus próprios resíduos que, pela rápida degradação decorrente de sua composição rica em matéria orgânica e teores de umidade, criam um ambiente favorável para ação de microrganismos decompositores, que iniciam um processo de decomposição, fazendo com que os compostos e nutrientes interessantes sejam convertidos ou diminuam sua utilidade (Martín *et al.*, 2023). O substrato feito a partir de resíduos agroindustriais para o cultivo de cogumelo (como a serragem, farelos etc.) sofre transformações pelos processos metabólicos e bioquímicos do micélio e, ao final do ciclo, esse material residual, apesar dos nutrientes, possui alto potencial de degradação, o composto exaurido de cogumelo (CEC).

Vieira Júnior (2025) destaca que muitos produtores ainda enfrentam desafios na gestão adequada de resíduos da produção de cogumelos, devido à falta de infraestrutura e conhecimento para o tratamento e aproveitamento desses materiais, conforme apresentado na Figura 6.



Figura 6. Descarte inadequado de composto exaurido de cogumelos (CEC).

Fonte: Vieira Júnior, 2025.

De acordo com Zied *et al.* (2020) e Siqueira *et al.* (2021), a proporção de resíduo gerado pode representar entre 80% e 85% da massa total do substrato inicialmente aplicado no cultivo. Para cada 1 kg de cogumelo produzido, estima-se a geração de aproximadamente 5 a 6 kg de substrato residual (Chen *et al.*, 2022). Essa quantidade pode variar de acordo com fatores como o tipo de substrato utilizado, o manejo da umidade, a eficiência da conversão biológica (*biological efficiency* – BE) e o número de ciclos de colheita (*flushes*) (Zied *et al.*, 2020; Siqueira *et al.*, 2021).

Abreu (2019) destaca que, embora a produção de cogumelos no Brasil seja inferior à de outros países, estima-se que, anualmente, sejam produzidas cerca de 8 milhões de toneladas, gerando, em média, 40 milhões de toneladas de resíduos provenientes desse cultivo. Desse total, aproximadamente 80% são descartados de forma inadequada, frequentemente destinados ao lixo comum. Essa disposição incorreta de um resíduo agroindustrial representa uma importante fonte de poluição, pois provoca acúmulo de material sem destinação adequada, podendo contribuir para impactos ambientais significativos. O composto depois de exaurido ainda contém o fungo do cogumelo e, quando descartado de maneira inadequada, pode ser atrativo de moscas e fungos contaminantes, que podem se reproduzir e prejudicar o cultivo, caso seja próximo do local de descarte (Senar, 2024).

No descarte incorreto do CEC, também pode ocorrer a decomposição anaeróbica, resultando na liberação de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), gases que contribuem para o efeito estufa e aceleram as mudanças climáticas consequentemente (Halim *et al.*, 2017).

Além disso, o CEC ainda preserva altos teores de nutrientes, como o fósforo e o nitrogênio, que podem se agrupar em excesso e contaminar corpos hídricos (Abreu, 2019).

A Agência Nacional de Águas (ANA, 2013), em parceria com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), ressalta que atividades agrícolas exercem impactos significativos sobre as águas superficiais e subterrâneas. Entre esses impactos estão o escoamento superficial de agrotóxicos e nutrientes, como o fósforo, que podem provocar eutrofização, alteração de sabor e odor da água; a lixiviação de nitrato para aquíferos; e o transporte superficial de sais, levando à salinização dos corpos d'água, entre outros efeitos prejudiciais.

A destinação inadequada, como o descarte em aterros ou a incineração, também representa práticas ambientalmente insustentáveis a longo prazo (Curtis e Suess, 2006), podendo gerar impactos negativos, como o surgimento de odores desagradáveis e problemas de saneamento ambiental (Lou *et al.*, 2018), assim como pode causar desequilíbrio nutricional e acumulação de metais, contaminando o solo e favorecendo o surgimento de patógenos (Dou *et al.*, 2025).

3.3 Composto Exaurido de Cogumelo (CEC)

De acordo com o Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (Senar), quando o material orgânico utilizado no cultivo de cogumelos comestíveis atinge seu potencial, chegando a um estágio de pobreza nutricional que não permite mais que o fungo se desenvolva, o mesmo é considerado um resíduo. Este resíduo, chamado de composto exaurido de cogumelo (CEC), também conhecido internacionalmente com *Spent Mushroom Substrate* (SMS) (Figura 7), é o resíduo gerado ao final do cultivo de cogumelos comestíveis, como o shiitake e o shimeji, e possui grande potencial de reaproveitamento (Senar, 2024).



Figura 7. Aspecto do composto exaurido de cogumelo.

Fonte: Senar, 2024.

Como resultado da decomposição do substrato utilizado para o cultivo, o CEC conserva componentes orgânicos e lignocelulósicos do seu material de origem e alguns nutrientes, como o nitrogênio, fósforo, potássio e minerais diversos (Halim *et al.*, 2017). Esse perfil composicional tem motivado sua aplicação na produção de biocarvão, modulação de microrganismos do solo e fornecimento de carbono e reutilização como substrato na produção de cogumelo (Vieira Júnior, 2025).

Zied *et al.* (2020) discutem a relevância do CEC a partir de suas possibilidades de utilização, o que o torna uma grande ferramenta na redução de resíduos agroindustriais e otimização de recursos. Entre as utilizações, Zied *et al.* (2020) destacam sua aplicação na formulação de substratos, participando do cultivo de outros cogumelos ou outras culturas; pode ser aplicado na formulação de fertilizantes ou condicionadores de solo, em que se pretende a melhoria de um solo em algum estágio de degradação; aplicação em rações para nutrição animal; produção de biogás; em processos de compostagem, entre outros.

Dessa forma, o CEC não é considerado um resíduo comum, e sua rica composição e capacidades têm sido estudada e valorizada para diferentes utilizações (Vieira Júnior, 2025).

3.3.1 Composição e propriedades

O CEC ainda preserva uma composição química considerada rica (Martín *et al.*, 2023). Trata-se de um material lignocelulósico rico em celulose, hemicelulose e lignina, além de conter grupos funcionais ativos — como hidroxilas, carboxilas, carbonilas, fosfatos e aminas — favoráveis à adsorção de íons metálicos (Martín *et al.*, 2023). Apesar de conter nutrientes considerados essenciais, como o nitrogênio, fósforo e potássio, em comparação ao substrato inicial apresenta teores mais baixos, sendo necessária a adição de novos materiais para suplementar a baixa nutricional (Vieira Júnior, 2025).

Donato (2021) analisou as propriedades do CEC proveniente do cultivo de shiitake, com o objetivo de enriquecer um substrato comercial para a produção de urucum, concluindo que o CEC de shiitake possui potencial para reuso como substrato de outros cultivos devido a suas características físico-químicas, apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Características físico-químicas do CEC de shiitake.

Macronutrientes (mg/kg)		Micronutrientes (mg/kg)		Caracterização complementar (%)		Físico-química	
P ₂ O ₅	405,5	B	0,15	Carbono orgânico	30,8	pH	7,00
K ₂ O	219,8	Cu	0,5	Carbono total	45,1	Condutividade elétrica (mS/cm)	0,53
Ca	312,2	Fe	4,6	UP a 65°	7,2	Índice salino	0,05
Mg	389,5	Mn	4,6	UP a 110°	2,9	Densidade	0,11
S	28,5	Mo	0,02	Sólidos totais fixos a 110°	97,1	-----	-----
-----	-----	Na	18,6	Sólidos totais a 550°	9,7	-----	-----
-----	-----	Zn	1,2	Sólidos voláteis totais	87,4	-----	-----

Fonte: adaptado de Donato, 2021. (UP=Umidade Perdida)

Apesar das alterações que acontecem durante o cultivo, em que o micélio consome parte da celulose, hemicelulose e lignina transformando em energia para o crescimento do fungo, parte dessas macromoléculas permanecem no CEC. Em cultivos de shiitake, por exemplo, a

degradação é parcial e confere estabilidade ao resíduo; já no cultivo de shimeji, uma degradação maior da lignina acontece, alterando a porosidade do composto pós-cultivo (Silva *et al.*, 2025).

Mortada *et al.* (2020) analisaram a transformação na composição química do composto fresco estéril (na pesquisa intitulado *Spent Fresh Mushroom Substrate* – SFMS), material utilizado para o cultivo, em comparação com o composto exaurido de cogumelo (CEC) resultado do cultivo (na pesquisa intitulado *Spent Oyster Mushroom Substrate* – SOMS), do cogumelo ostra (shimeji), com o objetivo de compreender as alterações químicas e físicas ocorridas no CEC. O estudo concluiu que o cultivo alterou a composição físico-química do substrato ainda mantendo nutrientes, como fósforo, cálcio, magnésio, ferro e cobre, que podem ser explorados em outras aplicações, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Caracterização físico-química do composto fresco e do composto exaurido de cogumelo ostra

Parâmetros	Composto de cogumelo fresco estéril (SFMS)	Composto exaurido de cogumelo ostra (SOMS)
pH	5,78 ± 0,03	5,92 ± 0,02
Relação carbono/nitrogênio	102,69 ± 4,80	116,29 ± 1,42
Umidade (%)	56,70 ± 0,10	63,00 ± 0,78
Cinzas (%)	4,16 ± 0,01	6,58 ± 0,02
Carbono total (%)	45,22 ± 0,26	43,87 ± 0,25
Nitrogênio total (%)	0,44 ± 0,02	0,38 ± <0,01
Enxofre total (%)	0,16 ± 0,04	Nulo
Fósforo (mg L ⁻¹)	10,73 ± 0,74	57,14 ± 3,58
Potássio (mg L ⁻¹)	1634,17 ± 72,86	706,67 ± 118,75
Cálcio (mg L ⁻¹)	046,67 ± 178,79	7366,67 ± 580,04
Magnésio (mg L ⁻¹)	525,83 ± 20,82	1230,83 ± 100,38
Zinco (mg L ⁻¹)	77,50 ± 4,33	16,90 ± 0,58
Manganês (mg L ⁻¹)	97,50 ± 4,33	68,65 ± 2,21
Ferro (mg L ⁻¹)	20,00 ± 6,61	85,18 ± 2,43
Cobre (mg L ⁻¹)	0,72 ± 0,03	3,75 ± 0,13

Fonte: adaptado de Mortada et al., 2020.

Em sua análise, Mortada *et al.* (2020) utilizaram o substrato para cultivo esterilizado e o composto de cogumelo exaurido após seis ciclos – ambos com serragem de madeira e farelo de arroz – para caracterizar teores de umidade, pH e cinzas, macronutrientes primários (nitrogênio, fósforo e potássio), macronutrientes secundários (cálcio e magnésio), micronutrientes (ferro, manganês, cobre e zinco) e relação carbono-nitrogênio, com o objetivo

de demonstrar que o composto pós-cultivo ainda contém valiosos nutrientes, mantendo sua utilidade.

O pH aumentou ligeiramente no SOMS em comparação com o SFMS; a relação C/N aumentou no SOMS após seis ciclos, isso porque os cogumelos consomem carbono e nitrogênio em seus crescimento e a decomposição da matéria celulósica pelo micélio libera CO₂, diminuindo o C.

A umidade no SOMS aumentou em comparação com o SFMS, porém as diferenças ambientais também podem influenciar esse valor; o conteúdo de cinzas aumentou no SOMS, o que sugere um acúmulo de constituintes inorgânicos ou de extrativos no substrato após os processos de esterilização e múltiplos ciclos de cultivo.

A diminuição do conteúdo de carbono no SOMS é atribuída a liberação de dióxido de carbono CO₂ pelas exoenzimas fúngicas durante o processo de desenvolvimento e decomposição da matéria celulósica pelo micélio.

O conteúdo de nitrogênio diminuiu no SOMS, isso é atribuído ao consumo de nitrogênio como nutriente essencial ao crescimento do cogumelo; o enxofre não foi detectado no SOMS, apenas no SFMS, indicando que foi consumido ou alterado durante o cultivo.

O fósforo aumentou significativamente no SOMS, indicando que o CEC a base de serragem utilizado no experimento apresentou alto teor após cultivo.

O conteúdo de potássio também aumentou significativamente no SOMS, o que se deve ao consumo de potássio pelos cogumelos durante o seu crescimento.

Os conteúdos de cálcio, magnésio, ferro e cobre também aumentaram no SOMS; já os conteúdos de zinco e manganês diminuíram significativamente no SOMS.

Dessa forma, o CEC representa potencialidade em diversas aplicabilidades em diferentes campos, pois se trata de um material que ainda preserva nutrientes e bioativos e deve ser valorizado como oportunidade em diferentes campos.

3.3.2 Potencial de reaproveitamento e desafios

A composição complexa do CEC permite uma amplitude da sua própria aplicabilidade, visto que, por sua variedade de substâncias que colaboram para o funcionamento saudável de processos biológicos essenciais, este apresenta oportunidades de reutilização que valorizam essa rica estrutura e colaboram para o reaproveitamento de um resíduo agroindustrial. Fonseca (2017) analisa que as propriedades nutracêuticas do CEC se deve justamente ao processo biológico do micélio, que gera novos componentes ao material que participa do cultivo. Urban

et al. (2017), na pesquisa sobre produção de substrato para a produção de cogumelos, evidenciam que com a técnica JunCao, uma forma de cultivo de cogumelos comestíveis que utiliza gramínea como substrato em vez de madeira, é possível utilizar o CEC para outros fins, como forragem proteica de alta qualidade, e apresentam um esquema de transformação biológica que mostra a possibilidade de uso do composto exaurido (Figura 8).

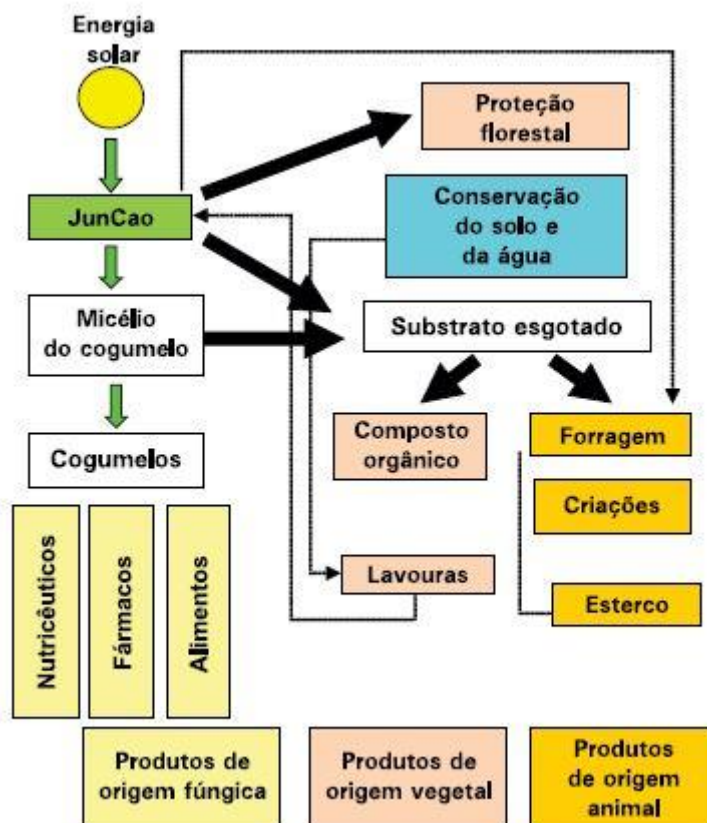


Figura 8. Esquema da transformação biológica pela técnica JunCao.

Fonte: Urben *et al.*, 2017

O esquema desenvolvido por Urben *et al.* (2017) aponta para o potencial de utilização do CEC e distanciamento do descarte. Esse mesmo apontamento foi levantado por Silva (2011) em experimento de comparação de métodos de cultivo de cogumelo, em que foi observada elevada produtividade e riqueza de nutriente desse tipo de substrato, o que impacta diretamente na composição do CEC (Silva *et al.*, 2025).

Ao analisar o potencial do CEC na produção de protease, Almeida *et al.* (2025) conseguiram demonstrar os aspectos físico-químicos que o enriquecem, como o elevado teor de água, nutrientes e baixa densidade, considerando a produção de proteases a partir do CEC

como promissora na biotecnologia, por conta da sua riqueza microbiana. As aplicações incluem a indústria alimentícia, que utiliza em carnes, na indústria farmacêutica, que utiliza em medicamentos, em procedimentos estéticos, entre outras aplicações dessas enzimas que se destacam por sua relevância econômica. Todas essas propriedades favorecem o metabolismo que estimula a síntese de proteases com importância industrial.

Abreu (2019) considera os teores de água e densidade do CEC semelhantes a outros orgânicos, mas indica que essas características devem ser relacionadas a outras para seu uso em outras produções, os quais ele destaca a produção de batata, em que o CEC apresentou benefícios a estrutura do solo até o final da colheita; na cultura de tomate seu conteúdo de potássio aumento a aeração e a capacidade de retenção de água, melhorando a qualidade do fruto; na produção de alface, o uso de CEC aumentou C, N, P, K e a capacidade de troca de cátions sem alterar a salinidade do solo ou pH ou provocar efeitos fitotóxicos; Porém, apesar de sua atividade benéfica, a condutividade elétrica, assim como outros fatores, como seu conteúdo de sais, a produção de amônia após sua incorporação no solo e as mudanças no pH, que podem limitar seu uso, sendo necessário o processo de lixiviação para reduzir ou eliminar futuros problemas.

Martín *et al.* (2023) defendem a valorização do CEC como possível e crucial, baseados no potencial de uso e na busca por soluções sustentáveis para resíduos agrícolas. Por meio do projeto MUSA – *Mushrooms for Sustainable Agriculture*, os autores exploram o CEC considerando que o material já não possibilita o crescimento do fungo, portanto não pode ser utilizado para um novo cultivo, mas se apresenta como fonte direta de componentes valiosos, como polifenóis, β -glucanos, proteínas, entre outros, que possibilitam sua utilização como biofertilizante, condicionador de solo, agente de biorremediação, entre outros, como esquematizado na Figura 9.

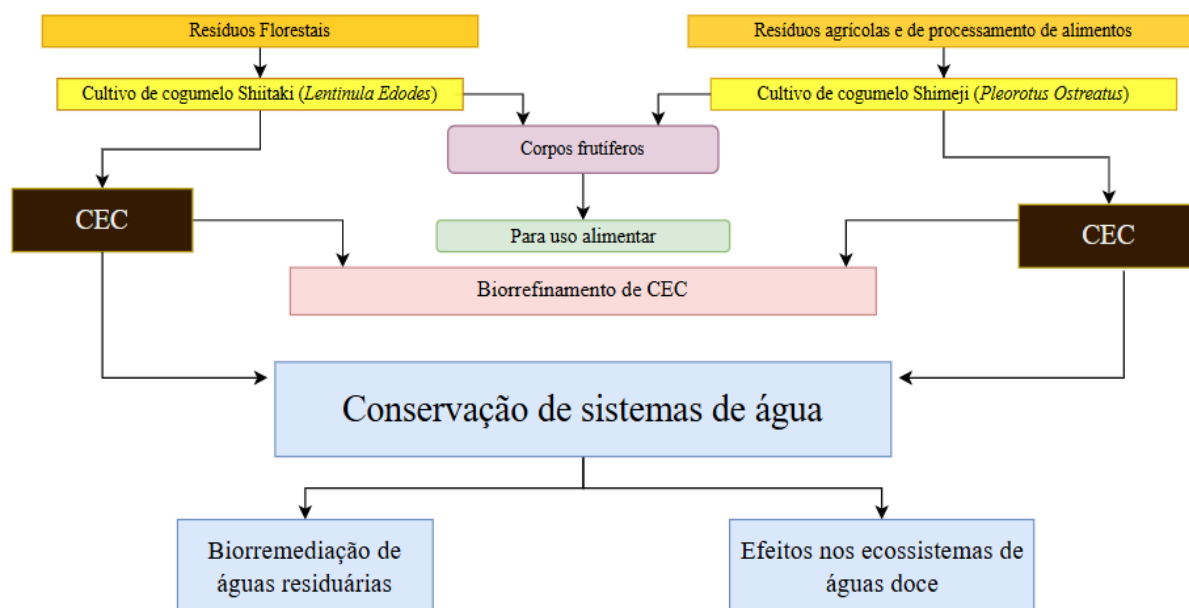


Figura 9. Fluxograma das atividades do MUSA (Mushrooms for Sustainable Agriculture).
Fonte: adaptado de Martín *et al.*, 2023.

A tecnologia de biorremediação baseada em CEC, estudada pelo grupo de trabalho do MUSA, inclui a remoção de micropoluentes orgânicos, que podem ainda estar presentes após tratamento convencional de águas residuárias (Martín *et al.*, 2023).

O uso do biochar de CEC como adsorvente para o tratamento de águas pode ser potencializado pela liberação de enzimas, como lacases e peroxidases, capazes de degradar micropoluentes presentes na água, além dos mecanismos de adsorção, por meio dos quais os micropoluentes são removidos por adsorção à lignocelulose que compõe o CEC, configurando uma importante ferramenta de tecnologia de biorremediação (Almeida *et al.*, 2025; Martín *et al.*, 2023).

As tecnologias de biorremediação baseadas no potencial de reaproveitamento do CEC são apresentadas recentemente na aplicação deste como bioadsorvente natural e como matéria prima para produção de biochar, um material carbonáceo obtido por pirólise e com potencial crescente em processos de remediação ambiental (Almeida *et al.*, 2025).

Darejeh *et al.* (2021), Chen *et al.* (2022) e Madzin *et al.* (2023) avaliaram o uso do biochar de CEC e destacaram sua elevada capacidade de adsorção e o baixo custo de produção.

3.4 Adsorção de Nutrientes e Uso do Biochar

Segundo Chen *et al.* (2022), os resíduos provenientes dos cultivos de shiitake (*Lentinula edodes*) e orelha-de-pau preta foram submetidos à pirólise em temperaturas de 400 °C a 800 °C, resultando em biochars com alta área superficial (até 312 m² g⁻¹), porosidade desenvolvida e

presença de grupos funcionais oxigenados, como carboxilas, hidroxilas e carbonilas. Esses grupos são essenciais para os mecanismos de adsorção de poluentes aquosos via interação eletrostática, complexação e troca iônica.

A análise termogravimétrica demonstrou que a decomposição da biomassa ocorre principalmente entre 250 °C e 450 °C, promovendo a liberação de compostos voláteis e favorecendo a formação de poros. A composição elementar revelou predominância de carbono e oxigênio, além da presença de elementos inorgânicos como potássio, cálcio e magnésio, que podem atuar como sítios ativos na adsorção de íons metálicos ou nutrientes. A hidrofobicidade e a acidez do biochar aumentaram com o incremento da temperatura de pirólise, o que impactou positivamente sua capacidade de remoção de poluentes, especialmente fósforo (Chen *et al.*, 2022).

De maneira complementar, Darajeh *et al.* (2021) investigaram a eficiência adsortiva de biochar derivado de resíduos de *Pleurotus ostreatus* modificado com cloreto de ferro (FeCl_3) para a remoção de nitrato. O processo de modificação introduziu espécies de ferro na estrutura do biochar, aumentando sua capacidade de troca iônica e promovendo mecanismos de complexação específicos com ânions como NO_3^- . Os autores relataram que o biochar modificado apresentou um aumento expressivo na remoção de nitrato, com capacidade máxima de adsorção ajustada a 28,2 mg g⁻¹, em pH ideal de 5. O modelo de Langmuir foi o que melhor descreveu o equilíbrio adsortivo, sugerindo formação de monocamada em sítios homogêneos.

Além disso, as características superficiais foram aprimoradas com a modificação química, evidenciada por imagens de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (IV-TF) e análise de potencial zeta, que indicaram aumento da densidade de cargas positivas e ampliação dos sítios de adsorção. O estudo ainda destacou a importância da interação entre íons metálicos e grupos funcionais oxigenados presentes no biochar para garantir maior seletividade e estabilidade do processo (Darajeh *et al.*, 2021).

Já Madzin *et al.* (2023) avaliaram a produção e aplicação de biochar derivado de resíduos fúngicos modificados com MgCl_2 . O biochar de *Pleurotus* foi submetido à pirólise controlada e posteriormente funcionalizado por impregnação com íons magnésio, gerando estruturas cristalinas de MgO que se dispersaram sobre a superfície porosa do biochar. A modificação aumentou substancialmente a capacidade adsortiva de fósforo, com eficiência superior a 80 mg g⁻¹. Os mecanismos propostos incluíram complexação interna (ligação

covalente entre Mg^{2+} e grupos fosfato), troca de ligantes e preenchimento de poros, além de forças eletrostáticas entre os ânions fosfato e os sítios positivos induzidos pelo MgO .

As análises de caracterização confirmaram a presença de espécies como $\text{Mg}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ e $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$ após a adsorção, evidenciando a formação de precipitados insolúveis de fosfato. Os autores ressaltaram que o biochar funcionalizado manteve desempenho estável em diferentes ciclos de adsorção-dessorção e apresentou resistência à interferência de ânions competitivos como Cl^- , SO_4^{2-} e CO_3^{2-} , tornando-o promissor para o tratamento de águas residuárias em escala real (Madzin *et al.*, 2023).

Halim *et al.* (2017) investigaram a capacidade adsortiva do biochar de CEC, pirolisado a 550° , caracterizado pela presença de grupos funcionais ácidos, como carboxílicos e fenólicos, e grupos básicos; os resultados indicaram grande potencial do biochar de CEC na remoção de nitrogênio amoniacal de águas residuárias, com sua capacidade máxima de adsorção considerada superior à do carvão ativado comercial.

A conversão do CEC em biochar modificado tem se revelado uma alternativa promissora, especialmente quando o processo é submetido a pirólise controlada, pois o biochar resultante apresenta alta porosidade, grande área superficial e elevada densidade de grupos funcionais ativos, características que ampliam sua eficiência em aplicações ambientais, como a adsorção de contaminantes (Madzin *et al.*, 2023).

O uso do biochar derivado de CEC ainda é relativamente recente, encontra-se em fase de consolidação científica e a maior parte das pesquisas sobre o tema tem sido conduzidas em países com produção representativa de cogumelos e onde o volume de resíduos representa um desafio logístico e ambiental (Siqueira *et al.*, 2021).

Nesse contexto, torna-se necessário o aprofundamento das investigações, especialmente quanto à viabilidade do uso do biochar de CEC como meio de filtração em sistemas de biorretenção, reforçando seu potencial como solução sustentável para o tratamento de águas residuárias e a gestão eficiente de resíduos agrícolas.

3.4.1 Processos Adsorptivos e suas aplicações ambientais

A adsorção é um processo físico-químico de transferência de massa em que determinadas substâncias, presentes em fase líquida ou gasosa, aderem à superfície de materiais sólidos porosos, em virtude de interações intermoleculares entre o adsorvente (material que promove a retenção) e o adsorvato (espécie retida) (Portella, 2022). Os adsorventes, em geral,

caracterizam-se por elevada área superficial específica e estrutura porosa, favorecendo a remoção eficiente de contaminantes.

Nas últimas décadas, a busca por tecnologias sustentáveis e de baixo custo para o tratamento de águas residuárias tem estimulado a aplicação de biossorventes, definidos como materiais adsorventes derivados de resíduos orgânicos, vegetais, fúngicos ou agroindustriais, representando uma opção promissora para substituir o carvão ativado nos processos de adsorção. Tais materiais apresentam grupos funcionais ativos, como carboxilas, hidroxilas e aminas, que interagem com contaminantes em solução, promovendo sua fixação na matriz sólida (Vieira; Vianna, 2008; Madzin *et al.*, 2023).

Franco, Georgin e Meili (2024) discutem o uso de biossorventes e sua versatilidade como uma superação das limitações das tecnologias convencionais, por exemplo a baixa remoção de poluentes orgânicos refratários e custos operacionais elevados. São abordados diferentes poluentes, como metais pesados, compostos orgânicos persistentes e contaminantes emergentes de origem antropogênica, de difícil remoção, tóxicos e bioacumuladores e diferentes biossorventes, como microrganismos vivos, resíduos agroindustriais e de origem vegetal, que se diferenciam principalmente pelo mecanismo de adsorção e sua aplicação. Franco, Georgin e Meili (2024) indicam, também, que a eficiência da biossorção é influenciada por diversos parâmetros, como o pH, que afeta a carga do biossorvente e a forma iônica do poluente, sendo crucial para interação; concentração inicial do poluente e dosagem do biossorvente; temperatura; tempo de contato (cinética); entre outros.

Silva (2025) analisou a disponibilidade de biossorventes como mais uma vantagem somada à sua eficiência e na sua utilização frente a fármacos, em que apresentaram remoção mais perceptível ao efeito de pH alcalino e temperatura.

Quanto aos mecanismos de adsorção, a interação entre adsorvato e adsorvente, podem ser física, em que as interações são consideradas fracas e permitem a reutilização do adsorvente (Franco, Georgin & Meili, 2024; Halim *et al.*, 2017; Madzin *et al.*, 2023); adsorção química, em que ocorre ligações químicas entre o adsorvato e o adsorvente (Franco, Georgin & Meili, 2024; Madzin *et al.*, 2023); interações eletroestáticas, em que as cargas superficiais do adsorvente e as cargas dos íons poluentes interagem (Darajeh *et al.*, 2021; Halim *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2022); estrutura porosa, em que a alta área superficial e volume de poros são cruciais para a capacidade de adsorção e permitem a retenção física dos íons metálicos (Madzin *et al.*, 2023; Chen *et al.*, 2022).

Além disso, a capacidade de remoção de poluentes das águas, como metais pesados, nitrato, amônia, compostos orgânicos, fármacos, óleos, entre outros, fortalece a relevância ambiental dos processos adsorptivos como uma alternativa a métodos convencionais.

Dentre esses biossorventes, destaca-se o biochar, um material carbonáceo obtido por pirólise de biomassa lignocelulósica em atmosfera com pouco ou nenhum oxigênio. Sua aplicação ambiental tem se ampliado devido à elevada porosidade, grande área superficial, estabilidade térmica e à presença de grupos funcionais oxigenados, que conferem alta capacidade de adsorção de compostos orgânicos e inorgânicos (Lehmann; Joseph, 2015).

Abdallah *et al.* (2019) conduziram diversos estudos sobre biochar de CEC no qual demonstram sua elevada eficiência na remoção de metais pesados, como cobre (Cu), zinco (Zn) e chumbo (Pb), de águas residuárias, em sistemas tanto de batelada quanto contínuos, resultado atribuído à sua estrutura microporosa e à presença de grupos funcionais ativos. A eficácia do processo é influenciada por variáveis operacionais, como pH, temperatura e tempo de contato, sendo esses fatores cruciais para a otimização da adsorção de contaminantes (Madzin *et al.*, 2023; Chen *et al.*, 2022).

Assim, o uso de biochar — especialmente quando derivado do composto exaurido de cogumelo e enriquecido por aditivos minerais — representa uma tecnologia promissora, economicamente viável e ambientalmente sustentável para o tratamento de águas residuárias. Além de favorecer a retenção de nutrientes e poluentes, esse material promove a valorização de resíduos agroindustriais, consolidando-se como ferramenta estratégica na transição para uma economia circular e regenerativa.

3.4.2 Biochar derivado do CEC e seu potencial como adsorvente

Estudos recentes apontam que o desempenho do biochar pode ser ainda mais otimizado por meio de modificações estruturais durante a pirólise. Marsolla *et al.* (2025) evidenciam que a adição de resíduos minerais, como o pó de mármore, à biomassa aumenta a área superficial, a densidade de poros e a presença de íons cálcio e magnésio. Essas alterações promovem sinergia na captura de fosfato, tornando o biochar modificado uma alternativa inovadora e eficiente em sistemas de biorretenção e filtração.

Além da remoção de metais, o biochar tem demonstrado bom desempenho na retenção de compostos nitrogenados. O estudo de Halim *et al.* (2017) demonstrou que o resíduo de cogumelo in natura apresenta desempenho semelhante ao de materiais convencionais, como a zeólita e o carvão ativado, na remoção de nitrogênio amoniacal. Complementarmente, Chen *et*

al. (2022) relacionam a eficácia do biochar à presença de grupos funcionais oxigenados, enquanto Muhammad *et al.* (2017) destacam sua eficiência prática em biorreatores, devido à estrutura que reduz o risco de entupimentos e favorece o fluxo hidráulico.

Darejeh *et al* (2021) investigaram a capacidade do biochar de CEC na adsorção de nutrientes de efluentes e solos agrícolas, indicando que a estrutura altamente porosa e abundância de grupos funcionais na superfície possui potencial de retenção de amônio, nitrato e fósforo, e o mecanismo predominante na adsorção é a interação eletroestática entre os íons de nitrato carregados negativamente e a superfície positivamente carregada do adsorvente, sendo também proposto o mecanismo de aprisionamento de íons de nitrato no biochar poroso e a coordenação de íons de nitrato com cátions Fe^{3+} .

Ao comparar a capacidade do biochar de CEC com adsorventes de outros estudos, Darejeh *et al* (2021) sugerem que o biochar de CEC tem o potencial de ser um adsorvente adequado para adsorção de nitrato de meios aquosos, e que outros metais, como o magnésio, podem ser usados para modificação, como apresentado na Tabela 3.

Tabela 3. Remoção de contaminantes de nitrato de soluções aquosas por nanopartículas metálicas suportadas por biochar.

Biochar Composites	T °C	Nitrate (mg L ⁻¹)	Sorption Isotherm	Kinetic	pH	Max Sorption Capacity (mg g ⁻¹)
Corn straw-Fe ₂ O ₃	550	50	Langmuir		NA	15.40
Douglas fir- α -Fe ₂ O ₃ /Fe ₃ O ₄	600	100	Langmuir		2–9	15.00
Soybean Mg-Al	500	50		*pso	7.5	45.21
Soybean Mg	500	50		*pso	8.5	77.31
Birch wood /H ₂ O ₂ oxidized	400	500			NA	1.49
Birch wood /H ₂ O ₂ oxidized	600	500	Langmuir		NA	1.09
Corn cob /FeCl ₃	600	2000	Langmuir		3–7	14.46
Corn cob/FeCl ₃	600	100	Langmuir		3–11	32.33
Sugarcane bagasse/ ECH	600	100	Langmuir	*pso	3	28.21
Wheat-straw /Mg-Fe	600	45	Langmuir	*pso	7–8	24.8
Spent mushroom compost/FeCl ₃ ·6H ₂ O	600	60	Langmuir	*pso	5–7	19.88

Fonte: adaptado de Darejeh *et al*, 2021.

Madzin *et al* (2023) avaliaram como as propriedades físico-químicas do biochar de CEC influenciam em sua capacidade de adsorção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, com o objetivo de identificar parâmetros de produção de qualidade de seu uso na retenção de nutrientes e seus impactos negativos em sistemas de águas residuárias, indicando que o biochar de CEC tem potencial para remoção de metais pesados de águas de minas abandonadas, pois suas propriedades, como as extensas estruturas de poros internos, aumentam o volume de armazenamento e a condutividade elétrica, performance eficaz em sistemas de biorretenção.

Sendo assim, examinaram os mecanismos gerais de remoção de metais pesados, que são os fatores críticos para biochars de várias matérias-primas, incluindo o CEC, para explicar claramente os processos que ocorrem em solução aquosa. A adsorção é o mecanismo de remoção fundamental e impulsionada pela presença da rede de poros permitindo a troca iônica, outro mecanismo de grande importância que favorece a precipitação. A eficiência de todos esses mecanismos assegura o biochar na função de remoção de metais pesados.

Em seu estudo, Chen *et al* (2022) enfatizam o uso do biochar como estratégico na configuração de sistemas de liberação controlada de nutrientes, o que se apresenta como uma forma de otimização entre o ideal e o excesso de aplicação de nutrientes no condicionamento de solo e esse dado pode ser relacionado a transferência de nutrientes eficiente para o solo. No uso do biochar de CEC para tratamento de águas, Chen *et al.* (2022) destacam a estrutura porosa elevada, abundância de grupos funcionais ativos e composição química como características essenciais de adsorção.

Nesse contexto, a capacidade de adsorção do biochar de CEC e sua aplicação se inserem em pesquisas com diferentes perspectivas, como a otimização da produção de um biochar de qualidade, bem como sua captura de nutrientes e o reaproveitamento desses nutrientes, de maneira integrada, como uma estratégia da tecnologia de biorremediação. O uso de bioissorventes para tratamento de águas representa baixo custo operacional e alta eficiência, duas das limitações apresentadas pelos métodos convencionais atuais, apesar dos estudos limitados em aplicação (Madzin *et al.*, 2023)

Embora o CEC *in natura* já apresente um desempenho satisfatório como adsorvente, sua capacidade de adsorção é limitada a poucos ciclos de uso, o que compromete sua eficiência a longo prazo (Roychowdhury *et al.*, 2015). Franco, Georgin e Meili (2024) sugerem estudos quanto ao controle dos parâmetros operacionais que influenciam a eficiência da adsorção, como pH da solução, tempo de contato, concentração inicial do poluente e dosagem do bioissorvente.

Para superar essas limitações, vêm sendo desenvolvidas estratégias de modificação física e química, como a co-pirólise com macroalgas, a aplicação de surfactantes catiônicos e, principalmente, o tratamento químico com sais metálicos, como o cloreto de magnésio, que têm se mostrado eficazes na melhoria da estrutura superficial do material e na amplificação de sua capacidade de retenção de poluentes (Madzin *et al.*, 2023).

3.5 Nitrogênio e Fósforo no Meio Ambiente

Os nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P) são essenciais a todos os organismos vivos, desempenhando papéis fundamentais em processos biológicos vitais, como fotossíntese, síntese de proteínas, fertilidade do solo, aumento da produtividade agrícola e ampla aplicação em sistemas agropecuários (Nunes, 2001). Em ecossistemas aquáticos, esses elementos são particularmente importantes para o crescimento e a produtividade de plantas aquáticas e algas, que compõe a base das cadeias alimentares e sustentam uma ampla variedade de organismos, incluindo peixes (Von Sperling, 2009).

As fontes naturais desses macronutrientes estão no próprio meio ambiente. O nitrogênio (N), por exemplo, está presente no ar atmosférico e na precipitação, sendo disponibilizado por meio da fixação biológica e posteriormente reabsorvido por plantas ou incorporado ao solo. Já o fósforo (P) é proveniente de processos pedogenéticos ou da erosão, que liberam matéria orgânica e minerais para o sistema aquático (Guarçoni et al., 2024). Portella (2022) aponta que os dois estão presentes no esgoto sendo o nitrogênio encontrado no esgoto bruto na forma de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal, e o fósforo como fosfato nas formas inorgânica e orgânica

A disposição inadequada de esgotos domésticos, as deficiências no tratamento de efluentes e as atividades agrícolas estão entre os principais fatores listados pela ANA (2013) como fontes de poluição hídrica. Segundo a agência, os processos naturais, quando combinados com ações antrópicas, resultam em uma sinergia de contaminantes que afeta de forma cumulativa a qualidade da água. Essa combinação intensifica a degradação de rios, córregos e lagos, provoca a contaminação de aquíferos, compromete a vegetação de áreas úmidas, causa perdas na biodiversidade e favorece a ocorrência de doenças de veiculação hídrica, entre outros impactos ambientais (ANA, 2013).

3.5.1 Impactos ambientais e processos de eutrofização

Embora sejam indispensáveis, a presença excessiva de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos pode desencadear um processo conhecido como eutrofização (Metcalf & Eddy, 2014). Segundo Tchobanglous *et al.* (2003), esse fenômeno ocorre principalmente em decorrência de atividades humanas, como o uso intensivo de fertilizantes na agricultura, o lançamento de esgotos domésticos e industriais, e a descarga de efluentes oriundos da criação de animais.

No Panorama de desafios atuais em relação à qualidade das águas, a ANA (2013) apontou o excesso de nutrientes como um problema comum ao planeta, pois a contaminação

das águas, que geralmente está associada a excessos de nitrogênio e fósforo, que por sua vez estão relacionados ao escoamento das atividades agrícolas, esgotos e descarte inadequado de resíduos industriais, aumentam a produção de matéria vegetal por meio da fotossíntese, as taxas de produtividade primária, em níveis altos, o que leva a um crescimento de plantas vasculares, como aguapé, a aflorações de algas e ao esgotamento de oxigênio dissolvido nas águas. Algumas algas podem trazer prejuízos à saúde humana e de animais domésticos e selvagens, por meio da produção de toxinas. O excesso de nutrientes também é indicado como fator contaminante por provocar estresse aos organismos aquáticos, provocando acidificação dos ecossistemas aquáticos e outros impactos graves para a biodiversidade (Mortada *et al.*, 2020).

A consequência direta da eutrofização é o fenômeno da Floração de Algas Nocivas (FANs), algumas das quais são produtoras de toxinas que comprometem a qualidade da água e representam sérios riscos à saúde humana e à fauna aquática (Anderson, 2009; Branco & Senna, 1996).

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, a CETESB, consolidou em relatórios dados gerados no monitoramento da mortandade dos peixes, exposto na Figura 10.

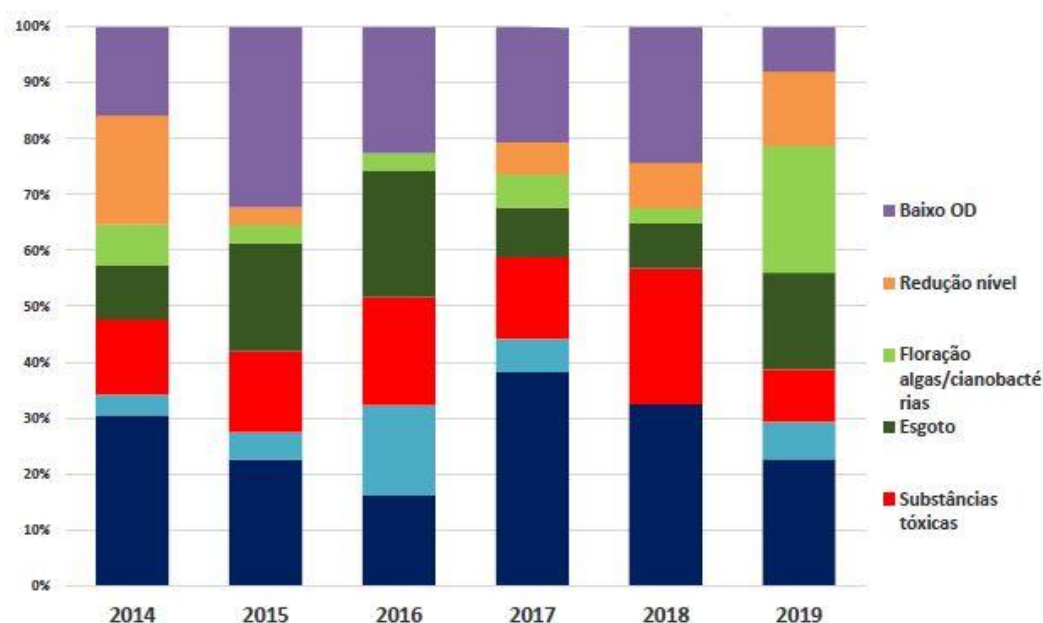


Figura 10. Principais causas das mortandades dos peixes atendidas pela CETESB.
Fonte: CETESB, 2020

Para a CETESB (2020), alguns desses eventos apontados como responsáveis pela mortandade dos peixes podem ser decorrentes de uma combinação de fatores, como baixo oxigênio dissolvido (OD) devido à contaminação por esgotos ou por causas difusas

(escoamento urbano ou de origem agropecuária). A eutrofização corresponde a 27% das causas mais frequentes, seguido de contaminação por esgoto que corresponde a 18%, sendo as duas causas relacionadas a queda de oxigênio dissolvido, pois a quantidade de microalgas causa uma oscilação de oxigênio do período diurno para o noturno e essa mudança na concentração prejudica a qualidade da água e afeta a vida aquática. A CETESB avaliou, ainda, que o enriquecimento orgânico que ocorre de forma descontrolada e sem monitoramento oferece riscos à saúde humana e à biota aquática, defendendo a coleta e descarte adequado dos esgotos nas unidades de tratamento de esgotos que invistam em mecanismos de maior eficiência na remoção de nutrientes.

O nitrogênio, embora essencial ao crescimento vegetal, pode tornar-se um poluente crítico quando excede a capacidade assimilativa dos ecossistemas aquáticos, especialmente na forma de nitrato (NO_3^-). O excesso de nitrato está associado à intensificação da eutrofização, bem como a riscos à saúde humana, como a síndrome do bebê azul (metemoglobinemia), causada pela ingestão de água contaminada (ANA, 2013). Assim como cânceres, distúrbios de tireoide, problemas reprodutivos, defeitos congênitos, entre outros riscos à saúde humana estão associados a exposição a nitritos, nitratos e compostos N-Nitrosos.

Além disso, a decomposição da biomassa resultante das FANs consome grandes quantidades de oxigênio dissolvido, o que pode gerar condições de hipóxia (níveis baixos de oxigênio) ou mesmo anoxia (ausência total de oxigênio) nas camadas mais profundas da coluna d'água. Esses estados limitantes comprometem drasticamente a sobrevivência de organismos aeróbios, resultando frequentemente em mortalidade em massa de peixes e invertebrados aquáticos (ANA, 2013). A alteração da disponibilidade de oxigênio, aliada ao desequilíbrio nutricional, provoca disfunções na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas aquáticos, impactando a cadeia trófica e levando à perda de biodiversidade (ANA, 2013). Nessas condições, espécies mais tolerantes ou oportunistas, como determinadas cianobactérias, bactérias desnitrificantes e algas resistentes, tendem a se proliferar, enquanto espécies mais sensíveis desaparecem, promovendo homogeneização biológica e comprometendo os serviços ecossistêmicos naturais (ANA, 2013).

3.5.2 Estratégias de remoção e recuperação desses nutrientes

Um dos mecanismos naturais mais relevantes para o controle da concentração de nitrato é a desnitrificação, um processo microbiológico que ocorre em ambientes anóxicos, no qual bactérias desnitrificantes convertem nitrato em nitrogênio molecular (N_2), liberado para a

atmosfera. Esse processo representa a principal via de remoção permanente de nitrogênio nos ecossistemas aquáticos e é fundamental para reduzir a disponibilidade de formas reativas no meio aquático, mitigando os efeitos da eutrofização (Galloway *et al.*, 2003; Seitzinger *et al.*, 2006; Kunz, 2019; Nunes, 2001).

No entanto, a eficiência da desnitrificação pode ser limitada por fatores como a disponibilidade de carbono orgânico e condições redox específicas, exigindo, em alguns casos, intervenções tecnológicas complementares para garantir a qualidade da água (Knowles, 1982).

Por sua vez, o fósforo — amplamente presente em fertilizantes agrícolas e proveniente da extração de rochas fosfáticas — também é um nutriente central no processo de eutrofização. Ao contrário do nitrogênio, o fósforo apresenta baixa mobilidade no solo, o que resulta em um efeito residual prolongado, mantendo-se disponível por anos, mesmo após a interrupção da adubação fosfatada (Sharpley *et al.*, 2001). Esse fósforo pode ser transportado para corpos hídricos por meio de escoamento superficial, erosão do solo e descargas de águas residuárias domésticas e industriais, promovendo, mesmo em baixas concentrações, o surgimento de florações de algas e cianobactérias (Carpenter *et al.*, 1998; Schindler, 2006).

Segundo a ANA (2013), os esgotos domésticos e os efluentes industriais constituem as principais fontes de nitrogênio e fósforo nos corpos d'água. No caso do fósforo, o esgoto doméstico se destaca devido à presença de detergentes superfosfatados e matéria fecal, enquanto, para o nitrogênio, a contribuição significativa ocorre por meio do escoamento superficial de águas pluviais em áreas previamente adubadas com fertilizantes. Já os efluentes industriais são fontes relevantes para ambos os macronutrientes, especialmente aqueles provenientes das indústrias de fertilizantes, alimentícias, abatedouros e frigoríficos. Com relação aos métodos de controle, destacam-se os processos físicos, químicos e biológicos, sendo a precipitação química — geralmente utilizando sais de alumínio, ferro ou cálcio — uma das técnicas mais empregadas para converter o fósforo dissolvido em formas insolúveis, facilitando sua remoção, por exemplo (Nunes, 2001; von Sperling, 2009). Contudo, em função da reciclabilidade do fósforo, o manejo adequado exige soluções integradas entre o controle da fonte, práticas agrícolas conservacionistas e tratamento de efluentes (Schindler *et al.*, 2008).

O estudo de Guarçoni *et al.* (2024), no qual defendem a nutrição mínima para recuperação de pastagens, também pode ser percebida como uma estratégia de mitigação do aporte de nitrogênio e fósforo pelas atividades agropecuárias. Isso porque evita a lixiviação e volatilização e propõe a aplicação por demanda do solo e fase do solo e cultura.

As estratégias apontadas pela ANA (2013) incluem prevenção da poluição na fonte (indústrias, agricultura e esgoto doméstico), como proteção de mananciais, produção industrial mais limpa e intervenções para lidar com a carga de poluentes agrícolas; tratamento de águas residuárias, com sistemas de purificação de água ou outros mecanismos que minimizem a geração de contaminantes; e restauração ecológica e eco-hidrológica, com abordagens que priorizem a melhor gestão das águas. A biorremediação, utilizando algas, microrganismos e fungos, também é apontada como uma estratégia eficaz na filtragem e remoção de possíveis contaminantes, pois favorece a descontaminação ambiental e a água pode ser reutilizada em processos em que não seja exigido a potabilidade da água, como em atividades agrícolas (ANA, 2013).

Portella (2022) analisou a remoção de nutrientes em esgoto sanitário por processos adsorptivos, utilizando colunas de leito fixo preenchidas com alga calcária marinha como pós-tratamento, sendo analisadas amostras de águas de uma estação de tratamento e águas de um lago, além de soluções sintéticas de fósforo, nitrito e nitrato, obtendo resultados positivos na remoção de fósforo.

A adsorção é estudada por Martín *et al.* (2023) na tecnologia de biorremediação por meio do uso do biochar de CEC. O potencial do biochar de CEC também é analisado por Darajeh *et al.* (2021) com resultados eficientes, no qual o biochar de CEC, enriquecido com ferro (Fe), demonstrou porcentagem máxima de adsorção do nitrato, e quando na presença de ânions coexistentes na água (fosfato, sulfato e cloreto) o efeito foi maior no fosfato e diminuído no nitrato, o que sugere competição direta de adsorção.

Nesse contexto, no qual as tecnologias convencionais de tratamento em geral não apresentam uma remoção satisfatória desses nutrientes, a busca por mecanismos e novas metodologias de pós-tratamento avança. A tecnologia de biorremediação busca otimizar ações de mitigação e condições de operação (Portella, 2022).

4 METODOLOGIA

Neste capítulo, são apresentados os materiais, equipamentos, procedimentos experimentais e metodologias adotados no desenvolvimento desta pesquisa., garantindo a reprodutibilidade e precisão dos experimentos. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e efluentes, vinculado ao Instituto de Tecnologia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (IT/UFRRJ), localizado no campus Seropédica/RJ.

4.1 Coleta e Preparação do Composto Exaurido de Cogumelo – CEC

O CEC utilizado é o substrato do cultivo das espécies de cogumelo shimeji (*Pleurotus ostreatus*) e shiitake (*Lentinula edodes*). Esse material foi fornecido pela empresa Senhor Cogumelo Biotecnologia e Agricultura Ltda., localizada em Magé, município da Baixada Fluminense do estado do Rio de Janeiro, que atua no ramo de horticultura de diversas espécies de cogumelo. A coleta de CEC foi realizada respeitando o término do ciclo produtivo dos cogumelos da empresa, momento em que o substrato lignocelulósico, composto de palha, bagaço e serragem, já estava exaurido. Assim que recebidas, as amostras foram pesadas e separadas em cinco becker de 1000 mL e, posteriormente, secas em estufa a 100 °C por 2 horas para remoção de umidade residual, como mostrado na Figura 11.



Figura 11. Composto exaurido de cogumelo (CEC) após secagem
Fonte: autor, 2025.

Após a etapa de secagem, as amostras serão processadas em um moinho de facas para trituração e homogeneização a fim de alcançar a faixa granulométrica que privilegia a remoção

de fósforo (Portella, 2022), sendo a granulometria entre 0,3 e 0,6mm, conforme observado na Figura 12.



Figura 12. Aspecto do CEC após processamento em um moinho de facas.
Fonte: autor, 2025.

O material foi armazenado em recipientes hermeticamente fechados até o momento de sua utilização.

4.2 Tratamento Químico do CEC com Cloreto de Magnésio (MgCl_2)

Este trabalho seguiu a rota utilizando o tratamento químico com cloreto de magnésio (MgCl_2), uma estratégia comumente utilizada para melhorar as propriedades para adsorção de ânions, antes do processo de pirólise para obtenção do biochar.

Quando modificado com sais metálicos como o cloreto de magnésio (MgCl_2), o biochar de CEC apresenta elevada eficiência na retenção de íons fosfato (PO_4^{3-}) e nitrato (NO_3^-), podendo atingir taxas de remoção superiores em condições otimizadas (Darajeh *et al.*, 2021; Madzin *et al.*, 2023). A modificação química melhora as propriedades superficiais do biochar, aumentando sua capacidade de adsorção por meio da introdução de cargas positivas que interagem com ânions em solução (Portella, 2022).

Para a realização do tratamento químico, o CEC será colocado em agitação por 6 horas em solução de MgCl_2 (100 g L^{-1}) a uma proporção de 1:7 g de material/mL de solução. A mistura final será filtrada em filtro de fibra de vidro e os sólidos seguirão para secagem em estufa por 48 horas a 100°C , para na etapa final ser pirolisado em reator tubular.

4.3 Produção do Biochar

O biocarvão, ou biochar, é um material carbonáceo obtido por meio da pirólise, um processo termoquímico de decomposição da biomassa realizado em atmosfera inerte e em altas temperaturas, na ausência de oxigênio. Durante a pirólise, ocorre a liberação de compostos voláteis e a concentração do carbono fixo, resultando em um sólido poroso com elevado potencial para aplicações ambientais, como adsorção de poluentes, melhoria da fertilidade do solo e sequestro de carbono.

No presente experimento, o biocarvão foi produzido a partir do composto exaurido de cogumelo (CEC) previamente seco em estufa. Amostras de 140 g desse material foram introduzidas em um reator tubular vertical bipartido (Figura 13a) e submetidas a aquecimento sob fluxo contínuo de gás nitrogênio, de modo a se garantir a ausência de oxigênio no reator.

O CEC era acondicionado em um tubo de aço (Figura 13b) e introduzido no reator para reação a uma taxa de aquecimento de 5 °C por minuto, até o alcance de diferentes temperaturas-alvo estabelecidas: 380°C, 400°C, 500°C, 600°C e 620°C. Cada temperatura foi mantida por 2 horas, assegurando tempo suficiente para a conversão térmica da biomassa.

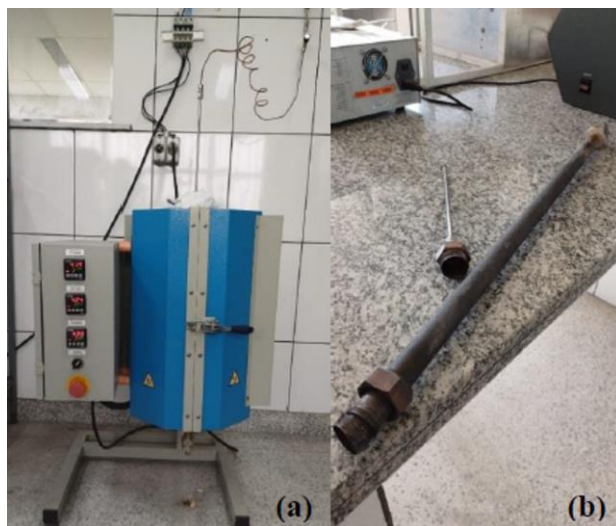


Figura 13. Reator tubular vertical bipartido com injeção de nitrogênio (a); Tubo de aço utilizado para acondicionar o material a ser pirolisado (b).

Fonte: Portella, 2022.

Após o processo de pirólise, o sistema foi resfriado gradualmente até a temperatura ambiente, ainda sob fluxo inerte de nitrogênio. Cabe destacar que propriedades essenciais do biochar, como porosidade, área superficial específica e a densidade de grupos funcionais

superficiais, são diretamente influenciadas pela temperatura de pirólise, o que impacta significativamente sua performance em aplicações como a remoção de fósforo de efluentes (Chen *et al.*, 2022; Marsolla *et al.*, 2025). Dessa forma, a variação das temperaturas neste experimento visa identificar as condições ótimas para obtenção de um biochar com características físico-químicas favoráveis ao processo de adsorção de nutrientes.

4.4 Ensaios Preliminares de Adsorção de Nitrogênio Amoniacal, Nitrato e Fósforo Total

Os ensaios preliminares de adsorção foram conduzidos, em caráter exploratório, com o objetivo de avaliar a capacidade adsortiva de amostras de biochar de CEC de shimeji, produzidas a 500°C, com tratamento químico por MgCl_2 , para remoção de nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total de soluções aquosas.

Para isso, foram preparadas três soluções distintas com concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total de 30, 26,4 e 30 mg L^{-1} , respectivamente, e os ensaios foram realizados em triplicata com dosagem de biochar de shimeji de 30 g L^{-1} , sob agitação constante (450 rpm), por 24h.

4.5 Ensaios de Adsorção utilizando Metodologia de Superfície de Resposta

Para os ensaios de adsorção, foi realizado um planejamento experimental baseado na Metodologia de Superfície de Resposta (RSM), empregando um delineamento fatorial do tipo Central Composto (*Central Composite Design* – CCD), com ponto central e pontos axiais. Este método combina técnicas estatísticas e matemáticas para modelar e analisar como uma resposta é influenciada por outras variáveis independentes. Desta maneira, permite compreender a relação entre os fatores envolvidos e prevê o comportamento do sistema sob diferentes condições experimentais otimizando as melhores condições em que as variáveis independentes maximizem ou minimizem o resultado desejado e auxiliando na tomada de decisão, proporcionando maior eficiência e controle sobre os processos analisados (Chelladurai *et al.*, 2021; Hadiyat; Sopha & Wibowo, 2022).

O ponto axial (α) foi fixado em 1,2 para evitar valores de concentração negativos. As variáveis-resposta foram a remoção de fósforo R (%) e a capacidade adsortiva q_e (mg g^{-1}).

Foram fixados o tempo de contato (24h) e a concentração inicial de fósforo total em solução (100 mg L^{-1}), a modelagem estatística foi conduzida no Software Minitab 17, permitindo otimizar as condições experimentais para remoção de fósforo. Para cada tipo de

cogumelo (shimeji, SJ, e shiitake, ST) foram realizados 13 experimentos, como descrito abaixo, totalizando 26 experimentos.

Os experimentos envolveram o contato de 40 mL da amostra de solução aquosa fosfatada, a diferentes dosagens do adsorvente, mantendo-se o tempo fixo em 24 horas, a fim de assegurar o alcance do equilíbrio do sistema. A RSM escolhida neste estudo analisou a variação de dois fatores com 5 níveis cada (Tabela 4), gerando 13 combinações (Tabela 5), sendo 5 repetições no ponto central. As variáveis-resposta consideradas foram a remoção de fósforo (R), expressa em porcentagem e a capacidade adsortiva.

Tabela 4. Delineamento experimental com 2 fatores e 5 níveis

Fator Real	Fator Codificado				
	- α	-1	0	+1	+ α
Temperatura de pirólise (T) (°C)	380	400	500	600	620
Dosagem de Biochar (DB) (g L ⁻¹)	3	10	45	80	87

Tabela 5. Experimentos realizados em função dos fatores codificados e reais

Experimento	Fator Codificado		Fator Real	
	T	DB	T	DB
1	-1	-1	400	10
2	+1	-1	600	10
3	-1	+1	400	80
4	+1	+1	600	80
5	- α	0	380	45
6	+ α	0	620	45
7	0	- α	500	3
8	0	+ α	500	87
9	0	0	500	45
10	0	0	500	45
11	0	0	500	45
12	0	0	500	45
13	0	0	500	45

Este contato foi mantido em erlenmeyers utilizando um agitador do tipo shaker a uma rotação de 450 rpm. Ao final de cada tempo determinado, a amostra foi filtrada utilizando uma bomba de sucção a vácuo e filtro de fibra de vidro, para quantificar a concentração remanescente de fósforo total na solução. Para cada ensaio, calculou-se a porcentagem de remoção (R%) utilizando a Equação 1, onde C_o representa a concentração inicial de fósforo total e C_f a concentração final do nutriente na solução após o ensaio.

$$R (\%) = \frac{(c_0 - c_f)}{c_0} \times 100 \quad (1)$$

As metodologias analíticas para as análises de nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total seguiram as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, que é uma das principais referências técnicas para análises de qualidade da água, publicada pela *American Public Health Association* (APHA, 2023).

A modelagem estatística e a análise dos dados foram conduzidas no software Minitab 17, que possibilitou o ajuste de modelos polinomiais de segunda ordem, a geração de superfícies de resposta e curvas de nível, além da realização de testes de significância e validação do modelo. Por meio dessa abordagem, foi possível identificar os fatores mais influentes no processo e suas interações, resultando na otimização das condições experimentais que maximizaram a eficiência de remoção de fósforo total.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Ensaios Preliminares

Foram realizados ensaios preliminares de caráter exploratório com amostras de biochar de CEC de shimeji (BCSJ) com tratamento químico por MgCl_2 e pirolisado a 550°C , com soluções distintas com concentrações iniciais de nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total de 30 mg L^{-1} , $26,4 \text{ mg L}^{-1}$ e 30 mg L^{-1} , respectivamente, mantidos sob agitação constante (450 rpm) por 24 horas em pH de nitrogênio amoniacal e nitrato 7,7 e pH inicial de fósforo total de 6,04, e os resultados são apresentados na Figura 14.

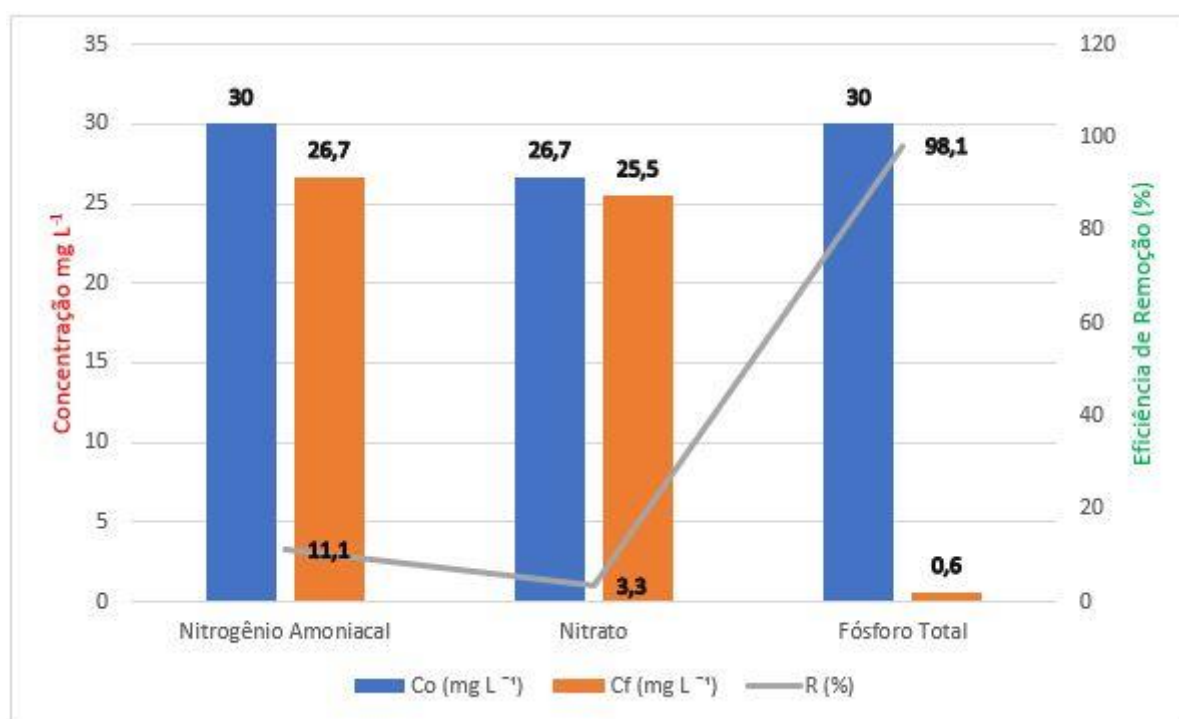


Figura 14. Remoções de nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total pelo biochar de CEC de shimeji, com dosagem de biochar de 30 g L^{-1} , em ensaio de 24h.

Os resultados demonstram baixa eficiência de remoção de compostos nitrogenados (11,1% para nitrogênio amoniacal e 3,3% para nitrato) e uma elevada remoção de fósforo total pelo BCSJ.

Halim *et al.* (2017) também utilizaram biocarvão de CEC, porém sem qualquer tratamento químico, e encontraram eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal de 23% com 5 g L^{-1} de biochar.

Darajeh *et al.* (2021) investigaram a remoção de nitrato por um biocarvão de CEC, tratado quimicamente com cloreto férrico hexahidratado, pirolisado a 600°C , e obtiveram

remoções de nitrato superiores a 90% em pH 6 após 120 minutos de contato com 2 g L⁻¹ de biocarvão e uma capacidade máxima de adsorção de nitrato de 20 mg g⁻¹.

Em relação ao fósforo total, obteve-se uma remoção de 98,1%, demonstrando-se uma elevada afinidade do biochar produzido a este nutriente e apontando para um elevado potencial de aproveitamento do biochar enriquecido com fósforo para testes em substituição a fertilizantes fosfatados comerciais.

Alhujaily *et al.* (2020) utilizaram um biocarvão de CEC modificado por tratamento químico com magnésio e ferro que apresentou uma elevada capacidade de adsorção para fosfato (274 mg g⁻¹) e as maiores eficiências de remoção foram de 79% em pH 3.

5.2 Capacidade adsortiva do biochar de CEC de shiitake (BCST)

Os experimentos foram conduzidos segundo planejamento experimental baseado na metodologia de superfície de resposta (RSM), empregando um delineamento fatorial do tipo central composto, com dois fatores avaliados: temperatura de pirólise T (°C) e dosagem de biochar DB (g L⁻¹), visando avaliar a eficiência de remoção de fósforo total (R%) e a capacidade de adsorção no equilíbrio q_e (mg g⁻¹). Os resultados de remoção de fósforo total e capacidade de adsorção no equilíbrio para todos os experimentos com biochar de CEC de shiitake são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Resultados de remoção de fósforo total e capacidade de adsorção no equilíbrio para todos os experimentos com biochar de CEC de shiitake (BCST)

Experimento	Fatores codificados		Fatores Reais		Co P (mg L ⁻¹)	Cf P (mg L ⁻¹)	R (%)	q _e (mg g ⁻¹)
	T	DB	T (°C)	DB (g L ⁻¹)				
1	-1	-1	400	5	100	0,79	99,2	19,84
2	1	-1	600	5		0,45	99,6	19,91
3	-1	1	400	10		0,63	99,4	9,94
4	1	1	600	10		0,49	99,5	9,95
5	-1,2	0	380	7,5		0,75	99,3	13,23
6	1,2	0	620	7,5		1,13	98,9	13,18
7	0	-1,2	500	4,5		4,31	95,7	21,26
8	0	1,2	500	10,5		6,84	93,2	8,87
9	0	0	500	7,5		2,24	97,8	13,03
10	0	0	500	7,5		2,40	97,6	13,01
11	0	0	500	7,5		2,79	97,2	12,96
12	0	0	500	7,5		2,57	97,4	12,99
13	0	0	500	7,5		2,70	97,3	12,97

T=temperatura; DB=dosagem de biochar; Co P=concentração inicial de fósforo total;
R=remoção de fósforo total; q_e=capacidade de adsorção no equilíbrio.

A eficiência de remoção de fósforo total variou entre 97,9% e 99,9%, com alcance maior nas amostras em temperaturas elevadas (500°C e 600°C) e maior dose de biochar (10g L⁻¹). A capacidade de adsorção (q_e) oscilou entre 11,3 mg g⁻¹ e 13,01 mg g⁻¹, o que reflete a quantidade de fósforo adsorvida por grama de biochar e sugere que a performance do adsorvente não é diretamente influenciada pela temperatura de pirólise, sendo que a tendência de eficiência de remoção é permanecer a mesma ou com pequenas variações em diferentes temperaturas e concentrações. As diferentes concentrações de biochar (10 g L⁻¹) também não apresentaram valores finais diferentes de fósforo residual na solução.

A análise de variância (ANOVA) revelou que o modelo ajustado foi altamente significativo (p < 0,0001), com coeficiente de determinação (R²) de 99,89%, R² ajustado de 99,81% e R² predito de 99,19%, indicando excelente capacidade explicativa e preditiva do modelo para os dados experimentais (Tabela 7). O erro padrão da regressão foi baixo (S = 0,174 mg g⁻¹), corroborando a precisão dos ajustes.

Tabela 7. Análise de variância para o modelo de regressão da superfície de resposta, considerando a remoção de fósforo total em função da temperatura de pirólise e da dosagem de biochar de CEC de shiitake (BCST)

Fonte de variação	GL	SQ Ajust	MQ Ajust	F-valor	p-valor
Modelo	5	187,087	37,417	1238,61	0,000
Linear	2	175,373	87,687	2902,65	0,000
T (°C)	1	0,000	0,000	0,00	0,964
DB (g L ⁻¹)	1	175,373	175,373	5805,29	0,000
Quadrático	2	11,713	5,857	193,87	0,000
T (°C) * T(°C)	1	0,338	0,338	11,20	0,012
DB (g L ⁻¹) * DB (g L ⁻¹)	1	10,994	10,994	363,91	0,000
Interação de 2 fatores	1	0,001	0,001	0,02	0,882
T (°C)* DB (g L ⁻¹)	1	0,001	0,001	0,02	0,882
Erro	7	0,211	0,030		
Lack-of-Fit	3	0,208	0,069	79,3	0,001
Erro Puro	4	0,003	0,001		
Total	12	187,299			

T=temperatura; DB=dosagem de biochar; GL=graus de liberdade; SQ ajust=soma dos quadrados ajustada; MQ ajust=média dos quadrados ajustada; lack of fit=falta de ajuste

No entanto, foi detectada falta de ajuste significativo (p = 0,001), sugerindo que parte da variabilidade não foi plenamente explicada pelo modelo, possivelmente em função de características não modeladas ou da presença de pontos influentes. De fato, as observações 4 e 8 apresentaram resíduos padronizados acima de ±2, caracterizando-se como potenciais outliers.

Com relação aos fatores estudados, o efeito linear da temperatura não foi significativo ($p = 0,964$), indicando ausência de influência direta no intervalo avaliado. Por outro lado, o termo quadrático da temperatura foi significativo ($p = 0,012$), evidenciando a presença de um comportamento curvilíneo, sugerindo a existência de um ponto ótimo na faixa testada.

A dosagem de biochar (DB) exerceu efeito altamente significativo, tanto linear ($p < 0,0001$) quanto quadrático ($p < 0,0001$). O efeito linear foi negativo, enquanto o quadrático foi positivo, caracterizando uma curva em U que indica um mínimo local. Dessa forma, a redução inicial do q_e com o aumento de DB tende a se inverter em concentrações mais elevadas, revelando uma complexa interação entre quantidade de adsorvente e eficiência específica por massa empregada.

A interação entre temperatura e dosagem de biochar não foi significativa ($p = 0,882$), indicando que os fatores atuam de forma predominantemente independente dentro das condições avaliadas. A Equação 2 descreve a regressão obtida em termos reais, sendo T a temperatura de pirólise ($^{\circ}\text{C}$) e DB a dosagem de biochar (g L^{-1}).

$$Q_e (\text{mg g}^{-1}) = 48,86 - 0,02705 T - 5,753 \text{ DB} + 0,000027 T^2 + 0,2507 \text{ DB}^2 - 0,000054 T \cdot \text{DB} \quad (2)$$

Os coeficientes reforçam a importância do termo quadrático da dosagem de biochar e, em menor escala, da temperatura para a modelagem dos resultados da capacidade de adsorção de fósforo no equilíbrio (q_e) em função da temperatura de pirólise e da dosagem de biochar de CEC de shiitake (Figura 15).

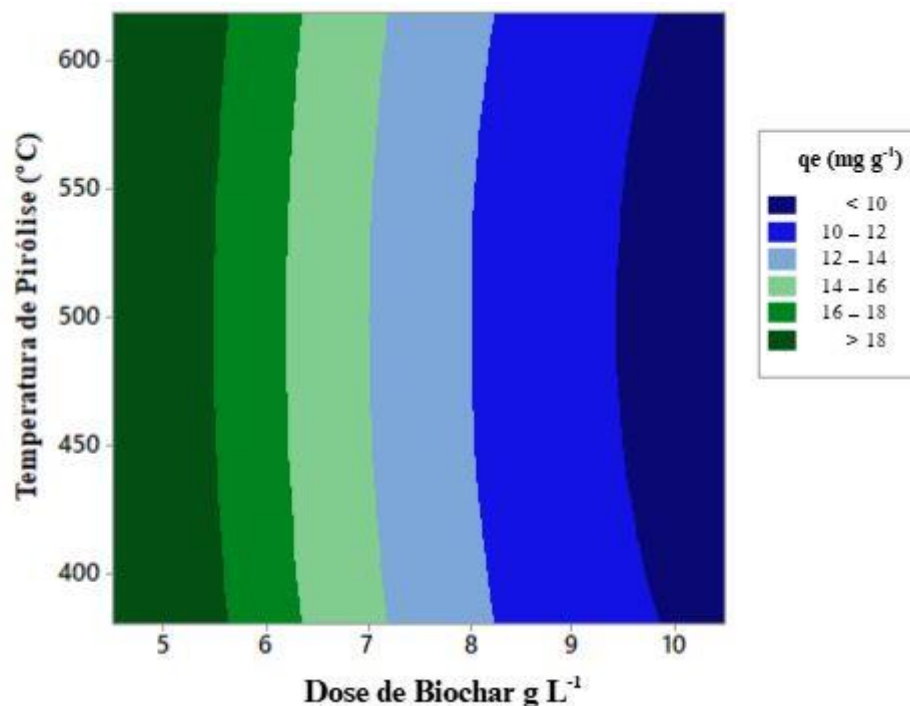


Figura 15. Distribuição dos resultados da capacidade de adsorção de fósforo no equilíbrio (q_e) em função da temperatura de pirólise e da dosagem de biochar de CEC de shiitake (BCST)

Observou-se um comportamento inversamente proporcional, em que menores concentrações de biochar no meio resultaram em maiores valores de capacidade de adsorção. Em concentrações próximas a 5 g L^{-1} , o q_e ultrapassou 18 mg g^{-1} , independentemente da temperatura de pirólise empregada. À medida que a dosagem de biochar aumentou para cerca de 10 g L^{-1} , o q_e decresceu significativamente, alcançando valores inferiores a 10 mg g^{-1} .

De acordo com Nunes (2001), este fenômeno é atribuído ao chamado efeito da dosagem, frequentemente relatado em sistemas de adsorção, em que o aumento da dose do adsorvente provoca redução na capacidade de adsorção por unidade de massa (q_e). Isso ocorre devido à possível sobreposição dos sítios ativos e maior aglomeração de partículas, resultando em menor área disponível efetiva para interação com o fósforo, além de favorecer mecanismos de difusão intrapartícula menos eficientes.

Por outro lado, a variação da temperatura de pirólise no intervalo estudado (400 a 600 °C) não apresentou efeito significativo sobre o q_e . Tanto no gráfico de contorno quanto na superfície de resposta (Figura 16), observou-se que as curvas são praticamente paralelas ao eixo da temperatura, sugerindo uma influência estatisticamente não significativa deste fator dentro da faixa analisada. Este resultado indica que a estrutura carbonácea e a funcionalização promovidas pela ativação química com MgCl_2 foram dominantes na adsorção do fósforo, com

a temperatura atuando de forma secundária na modificação dos sítios ativos responsáveis pelo processo.

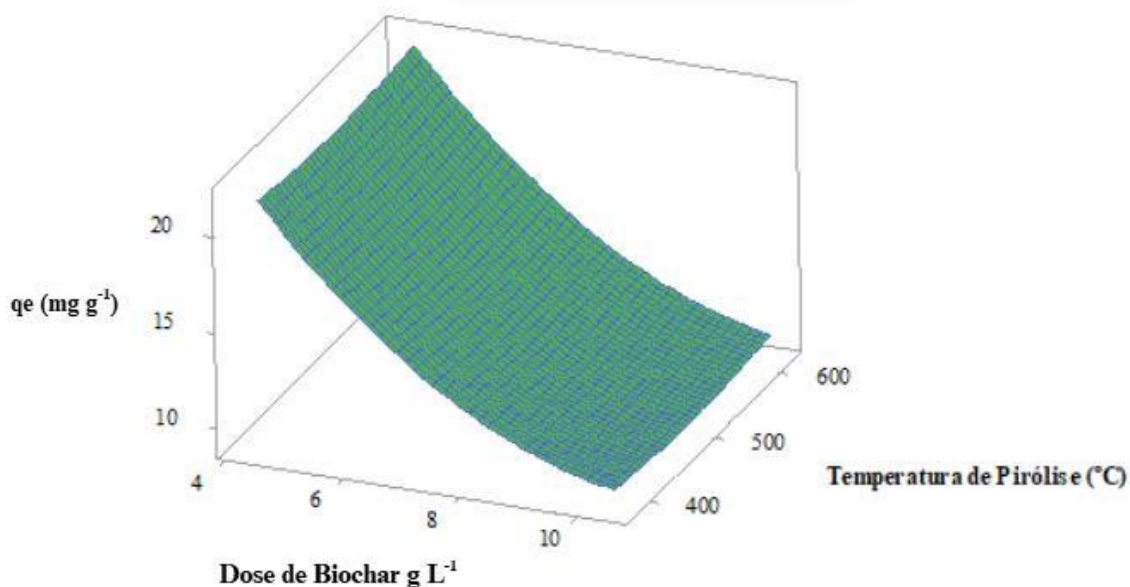


Figura 16. Superfície de resposta da capacidade de adsorção de fósforo no equilíbrio (q_e) em função da temperatura de pirólise e da dosagem de biochar de CEC de shiitake (BCST)

Do ponto de vista operacional, esse comportamento é favorável, pois permite a escolha de temperaturas de pirólise mais baixas, reduzindo o consumo energético sem comprometer a eficiência do adsorvente para a remoção de fósforo. Entretanto, cabe ressaltar que embora menores concentrações de biochar aumentem o q_e , a remoção total de fósforo do sistema depende também da massa total do adsorvente, de modo que futuras análises poderão integrar a otimização conjunta da capacidade de adsorção e do percentual de remoção global.

Os resultados corroboram estudos prévios que demonstraram a eficiência do biochar ativado com MgCl_2 na adsorção de fósforo via mecanismos combinados de complexação superficial e precipitação com íons magnésio (Zhang *et al.*, 2022; Li *et al.*, 2020).

5.3 Capacidade adsorptiva do biochar de CEC de shimeji (BCSJ)

Os resultados de remoção de fósforo total e capacidade de adsorção no equilíbrio para todos os experimentos com biochar de CEC de shimeji são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Resultados de remoção de fósforo total e capacidade de adsorção no equilíbrio para todos os experimentos com biochar de CEC de shimeji (BCSJ)

Experimento	Fatores codificados		Fatores Reais		Co P (mg L ⁻¹)	Cf P (mg L ⁻¹)	R (%)	qe (mg g ⁻¹)
	T	DB	T (°C)	DB (g L ⁻¹)				
1	-1	-1	400	5	100	0,66	99,3	19,87
2	1	-1	600	5		0,17	99,8	19,97
3	-1	1	400	10		0,32	99,7	9,97
4	1	1	600	10		0,26	99,7	9,97
5	-1,2	0	380	7,5		0,23	99,8	13,30
6	1,2	0	620	7,5		0,06	99,9	13,33
7	0	-1,2	500	4,5		0,09	99,9	22,20
8	0	1,2	500	10,5		0,23	99,8	9,50
9	0	0	500	7,5		0,12	99,9	13,32
10	0	0	500	7,5		0,13	99,9	13,32
11	0	0	500	7,5		0,16	99,8	13,31
12	0	0	500	7,5		0,15	99,9	13,31
13	0	0	500	7,5		0,16	99,8	13,31

T=temperatura; DB=dosagem de biochar; Co P=concentração inicial de fósforo total; R=remoção de fósforo total; qe=capacidade de adsorção no equilíbrio.

Quanto à eficiência de remoção, observou-se eficiência de remoção com pequenas variações em todos os experimentos, sendo a menor eficiência (99,3%) apresentada na dosagem de biochar (5g L⁻¹), com exceção do experimento 7 que apresentou 99,9% de eficiência de remoção para DB de 4,5 g L⁻¹. A maior capacidade (22,2 mg g⁻¹) coincide com os mesmos níveis de eficiência de remoção dos outros experimentos, já que outros experimentos com qe menor também tenham alcançado a mesma taxa de eficiência de remoção. Os resultados sugerem que a diferença de temperatura não influencia a adsorção. Chen et al. (2022) observaram maior porosidade em temperaturas mais elevadas. Os experimentos 5, 6, 9, 10, 11, 12 e 13 demonstraram resultados semelhantes quanto a eficiência de remoção e capacidade de adsorção, sendo a dosagem de biochar igual em todas estas.

A Tabela 9 apresenta a análise de variância (ANOVA) para o modelo de regressão da superfície de resposta, considerando a remoção de fósforo total em função da temperatura de pirólise (°C) e da dosagem de biochar (DB, g L⁻¹) para o biochar de shimeji (BCSJ).

Tabela 9. Análise de variância para o modelo de regressão da superfície de resposta, considerando a remoção de fósforo total em função da temperatura de pirólise e da dosagem de biochar de CEC de shimeji (BCSJ)

Fonte de variação	GL	SQ Ajust	MQ Ajust	F-valor	p-valor
Modelo	5	192,618	38,524	1413,88	0,000
Linear	2	179,482	89,741	3293,63	0,000
T (°C)	1	0,003	0,003	0,10	0,763

DB (g L ⁻¹)	1	173,480	179,480	6587,16	0,000
Quadrático	2	13,134	6,567	241,01	0,000
T (°C) * T(°C)	1	0,011	0,011	0,41	0,542
DB (g L ⁻¹)*DB (g L ⁻¹)	1	13,100	13,100	480,79	0,000
Interação de 2 fatores	1	0,002	0,002	0,09	0,771
T (°C)* DB (g L ⁻¹)	1	0,002	0,002	0,09	0,771
Erro	7	0,191	0,027		
Lack-of-Fit	3	0,191	0,064	2117,87	0,000
Erro Puro	4	0,000	0,000		
Total	12	192,809			

T=temperatura; DB=dosagem de biochar; GL=graus de liberdade; SQ ajust=soma dos quadrados ajustada; MQ ajust=média dos quadrados ajustada; lack of fit=falta de ajuste

O modelo estatístico demonstrou elevada robustez, com significância expressiva ($p < 0,001$) e um valor de F elevado ($F = 1413,88$), evidenciando que os fatores avaliados explicam de forma significativa a variabilidade observada na resposta adsorptiva. Dentre os efeitos lineares, a dosagem de biochar (DB) destacou-se como o fator de maior impacto, apresentando $F = 6587,16$ e $p < 0,001$, o que confirma sua contribuição dominante no processo de remoção de fósforo total. Em contrapartida, a temperatura de pirólise, quando analisada isoladamente, não mostrou efeito estatisticamente significativo ($F = 0,10$; $p = 0,763$), sugerindo que, na faixa testada, a variação térmica não afetou de forma direta a eficiência adsorptiva do biochar.

Os termos quadráticos também se mostraram significativos ($F = 241,01$; $p < 0,001$), com destaque para o termo de segunda ordem da dosagem de biochar (DB²), que obteve $F = 480,79$ e $p < 0,001$. Isso aponta para uma relação não linear entre a dosagem de biochar e a capacidade adsorptiva, indicando a presença de um ponto ótimo, a partir do qual o aumento da dosagem pode levar à redução da eficiência. Já a interação entre temperatura e dosagem de biochar (Temperatura * DB) não foi significativa ($F = 0,09$; $p = 0,771$), o que indica que os efeitos combinados dessas variáveis não influenciam de maneira relevante a resposta.

Embora o teste de Lack-of-Fit tenha sido significativo ($F = 2117,87$; $p < 0,001$), o erro puro foi nulo (Pure Error = 0), o que sugere elevada repetibilidade dos ensaios experimentais. Isso pode indicar que parte da variabilidade não capturada pelo modelo pode estar associada a fatores externos ou à ausência de variáveis relevantes não incluídas na análise.

Os resultados (Figura 17) indicam que a dosagem de biochar é o principal fator determinante para a adsorção de contaminantes no biochar de shimeji, com influência significativa também de seu efeito quadrático. A temperatura de pirólise, por outro lado,

apresentou papel secundário. Assim, os resultados sugerem que as estratégias de otimização devem priorizar o ajuste da dosagem de biochar para maximizar a eficiência do processo

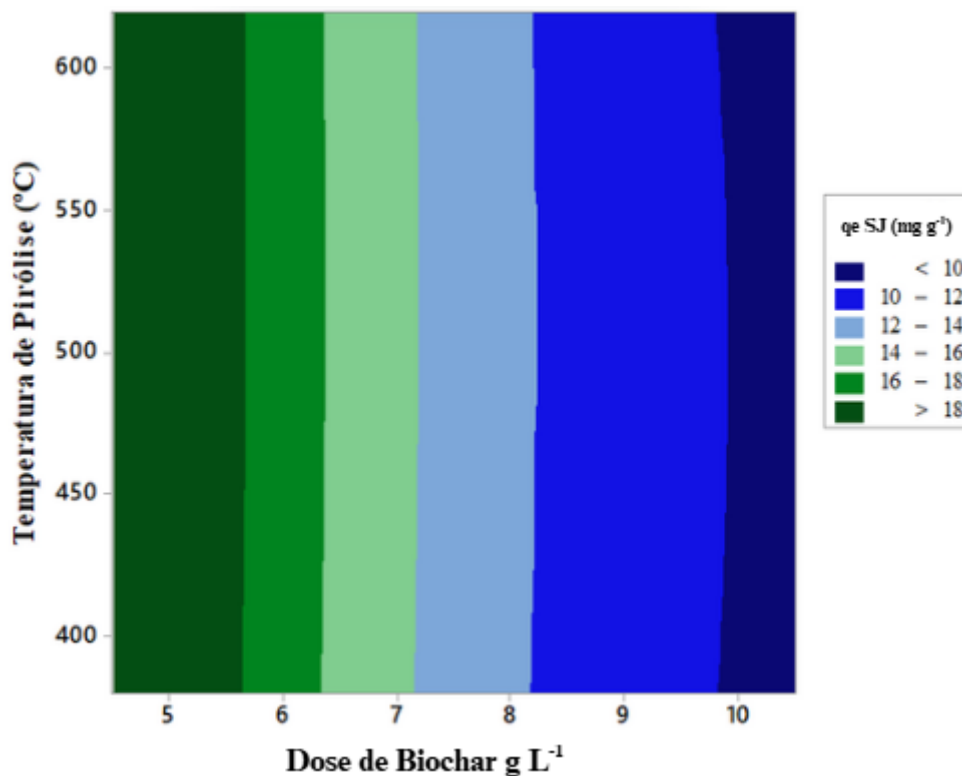


Figura 17. Distribuição dos resultados da capacidade de adsorção de fósforo no equilíbrio (q_e) em função da temperatura de pirólise e da dosagem de biochar de CEC de shimeji (BCSJ)

A análise do gráfico de contorno revelou que a dosagem de biochar (DB) é o principal fator responsável pela variação da capacidade adsorptiva do BCSJ, com destaque para seu comportamento quadrático. A máxima adsorção de fósforo foi observada na faixa de 5 a 6 $g L^{-1}$, na qual os valores de q_e ultrapassaram 18 $mg g^{-1}$. No entanto, verificou-se uma tendência de redução na eficiência adsorptiva em concentrações superiores a 8 $g L^{-1}$, possivelmente devido à aglomeração de partículas ou ao bloqueio de sítios ativos de adsorção.

A temperatura de pirólise apresentou efeito secundário sobre o processo, com impacto pouco expressivo ao longo da faixa analisada. Ainda assim, observou-se um leve incremento na eficiência adsorptiva nas temperaturas entre 500 e 600 °C, o que sugere que essa faixa pode favorecer a formação de estruturas funcionais no biochar. Com base na interação entre os fatores, a região de maior desempenho adsorptivo foi identificada entre 5 e 6 $g L^{-1}$ de biochar e temperaturas próximas a 600 °C, configurando a zona de melhor resposta para a remoção de fósforo (Figura 18).

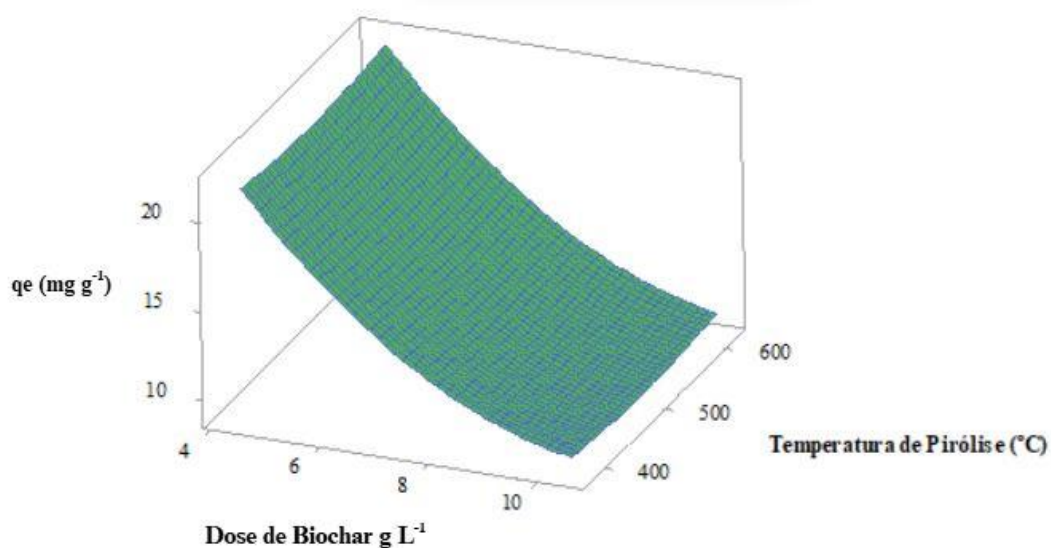


Figura 18. Superfície de resposta da capacidade de adsorção de fósforo no equilíbrio (q_e) em função da temperatura de pirólise e da dosagem de biochar de CEC de shimeji (BCSJ)

Observa-se que a dosagem de biochar (DB) é o fator de maior influência sobre o desempenho do material, com comportamento claramente quadrático. À medida que a dosagem de biochar aumenta, especialmente acima de 6 g L⁻¹, há uma tendência de redução na capacidade adsorptiva, indicando que tanto doses muito baixas quanto elevadas comprometem a eficiência do processo. Tal comportamento pode estar associado à saturação dos sítios ativos, aglomeração de partículas ou efeitos de competição interna, fatores comuns em sistemas adsorptivos com alta concentração de adsorvente.

Em relação à temperatura de pirólise, constata-se que seu efeito é secundário, com variações discretas ao longo do plano térmico. Ainda assim, as maiores eficiências de adsorção foram observadas nas faixas superiores da temperatura, especialmente entre 500 e 600 °C, o que pode estar relacionado à formação de estruturas mais estáveis e à presença de grupos funcionais favoráveis à adsorção nessa faixa térmica.

A região ótima de operação, portanto, concentra-se entre 5 e 6 g L⁻¹ de biochar e temperaturas variando de 500 a 600 °C, intervalo em que foram observados os maiores valores de capacidade adsorptiva ($q_e > 18$ mg g⁻¹). Esses resultados confirmam os dados obtidos na análise de variância (ANOVA), nos quais a dosagem de biochar apresentou significância estatística expressiva, ao passo que a temperatura, isoladamente, não demonstrou impacto relevante. Assim, os achados reforçam a importância da dosagem adequada de biochar como variável crítica para a eficiência do processo de remoção de fósforo.

Os resultados obtidos estão em consonância com estudos anteriores que destacaram a elevada eficiência do biochar ativado com MgCl_2 na remoção de fósforo, atribuída a mecanismos sinérgicos de complexação superficial e precipitação com íons magnésio (Madzin *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2022; Li *et al.*, 2020). Esses achados reforçam a hipótese de que, no sistema avaliado, a ativação química com MgCl_2 exerceu papel mais decisivo na adsorção do que as variações estruturais promovidas pelas diferentes condições térmicas durante a pirólise.

Os resultados obtidos neste estudo indicam que o biocarvão de composto exaurido de cogumelo (CEC), mesmo após o tratamento químico com cloreto de magnésio, apresentou baixa eficiência na remoção de compostos nitrogenados, com apenas 11,1% de remoção de nitrogênio amoniacal e 3,3% de nitrato. Esses valores ficaram abaixo do reportado por Halim *et al.* (2017), que alcançaram 23% de remoção de amônia-N com biocarvão não tratado, e muito aquém das remoções superiores a 90% observadas por Darajeh *et al.* (2021) utilizando biochar de CEC ativado com cloreto férrico.

Por outro lado, a remoção de fósforo total foi altamente eficiente (99,9%), demonstrando forte afinidade do biochar testado por esse nutriente. Esse desempenho sugere um grande potencial para o reaproveitamento do biochar enriquecido como um insumo alternativo à base de fósforo. Apesar de não haver estudos prévios com condições experimentais idênticas, os resultados obtidos estão em consonância com os de Alhujaily *et al.* (2020), que também observaram elevada capacidade de adsorção de fosfato por biochar de CEC modificado.

Esses achados reforçam o potencial seletivo do biochar de CEC para o fósforo, ao mesmo tempo em que evidenciam a necessidade de otimizações no processo de ativação química e nas condições de adsorção para o aumento da eficiência na remoção de compostos nitrogenados. Ensaios futuros devem explorar outras rotas de modificação e parâmetros operacionais, como pH, tempo de contato e dosagem de biochar, a fim de maximizar a eficiência global do processo.

6 CONCLUSÃO

A presente pesquisa avaliou o potencial do biochar produzido a partir do composto exaurido de cogumelos (CEC), especialmente das espécies *Lentinula Edodes* (shiitake) e *Pleurotus Ostreatus* (shimeji), como material adsorvente na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) de soluções aquosas.

A análise estatística revelou que a dosagem de biochar (DB) foi o principal fator influenciador no processo de adsorção, apresentando comportamento quadrático, o que indicou a existência de uma faixa ideal de dosagem para máxima eficiência. Em contrapartida, a temperatura de pirólise apresentou efeito secundário, não sendo estatisticamente significativa de forma isolada. A análise da superfície de resposta permitiu identificar a região ótima de operação, entre 7,5 a 8,5 g L⁻¹ de biochar, independentemente da temperatura de pirólise.

Os biochars dos dois compostos, de shiitake e de shimeji, ativados com cloreto de magnésio (MgCl₂) apresentaram elevado desempenho de adsorção do fósforo total, com remoções superiores a 93% em todas as condições estudadas.

Dentre os tratamentos, o BCSJ ativado destacou-se com eficiências superiores a 99,3% na remoção de fósforo para todos os tratamentos avaliados, demonstrando elevada estabilidade e reprodutibilidade.

Esses resultados reforçam a importância da ativação química na promoção de mecanismos de adsorção como complexação superficial, troca iônica e precipitação com MgCl₂, os quais se mostraram mais determinantes do que as alterações estruturais decorrentes apenas de pirólise térmica.

Esta pesquisa buscou contribuir e impulsionar o debate sobre a dinâmica dos nutrientes nitrogênio e fósforo, com suas limitações que podem e devem ser superadas por pesquisas futuras.

7 REFERÊNCIAS

- ABREU, C. G. de. Utilização do substrato pós-cultivo (SMS) de *Agaricus subrufescens* e *Pleurotus ostreatus* na produção de alface e rúcula. 2019. 79 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/33644>
- ABU HASAN H, MUHAMMAD MH, ISMAIL NI (2020) A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources. In: J Water Process Eng 33:101035. [https:// doi. org/ 10. 1016/j. jwpe. 2019. 101035](https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101035)
- ALMEIDA, V. S.; MACHADO, A. R. G.; BARBOSA, E. E. P.; PIMENTA, L.; ARAÚJO, K. dos S.; MARTIM, S. R.; CABRAL, T. S.; TEIXEIRA, M. F. S. Potencial do substrato pós cultivo (SMS) de cogumelo comestível para a produção de proteases de importância industrial. REVISTA DELOS, [S. l.], v. 18, n. 63, p. e3879, 2025. DOI: 10.55905/rdelosv18.n63-214. Disponível em: <https://ojs.revistadelos.com/ojs/index.php/delos/article/view/3879>. Acesso em: 11 jul. 2025.
- Anderson, D. M. (2009). Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). Ocean & Coastal Management, 52(7), 342–347. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2009.04.006.
- ANDERSON, D. M.; GILBERT, P. M.; BURKHOLDER, J. M. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. Estuaries, v. 25, n. 4, p. 704–726, 2002. DOI: 10.1007/BF02804901
- BRASIL. Agência Nacional de Águas. Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos. Agência Nacional de Águas, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. 2 ed. 157 p. Brasília: ANA, 2013. ISBN: 978-85-8210-018-9. Disponível em: https://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/Acervo/Detalhe/60542. Acesso em: 05/05/2025.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. São Paulo, [2020]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wp-content/uploads/sites/12/2021/09/Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2020.pdf>
- Chemosphere, Volume 169, 2017, Pages 23-31, ISSN 0045-6535. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.044>
- CHEN, W. S.; TSAI, W. T.; LIN, Y. Q.; TSAI, C. H.; CHANG, Y. T. Production of Highly Porous Biochar Materials from Spent Mushroom Composts. In: **Horticulturae**, v. 8, n. 1, p. 46, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/horticulturae8010046>. Acesso em: 20 jun. 2024.
- DARAJEH, M.; ALIZADEH, H.; LEUNG, D., W., M.; NODEH, H., R., REZENIA, S.; FARRAJI, H. Application of Modified Spent Mushroom Compost Biochar (SMCB/Fe) for Nitrate Removal from Aqueous Solution. In: **Environmental Technology & Innovation**, v. 22, p. 1015-1026, 2021.

DONATO, R.L. Produção de mudas Bixa orellana L. em compostos de exauridos e substrato comercial. **(Trabalho de Conclusão de curso)**. Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas – Unesp. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/234914>

Dou, X.; Zeng, X.; Tang, H.; Mei, Y.; Jiao, H.; Ren, M. **Melhorando a Composição de Nutrientes do Composto e a Estrutura da Comunidade Microbiana por Meio da Inoculação de Bacillus Licheniformis Sphaericus**. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.5239720>. Acesso em: 10/05/2025.

FAO – Food and Agriculture Organization. **The future of food and agriculture: trends and challenges**. Rome: FAO, 2020.

FAO. Forests for human health and well-being. Rome: **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, 2022. Disponível em: <https://www.fao.org/documents/card/en/c/cb9738en>. Acesso em: 29 abr. 2025.

FRANCO, D.; GEORGIN, J.; MEILI, L. Una revisión crítica de la aplicación de la biosorción como métodos alternativos en el tratamiento de aguas residuales. **Latin American Developments in Energy Engineering**, [S. l.], v. 5, n. 2, 2024. DOI: 10.17981/ladee.05.02.2024.2. Disponível em: <https://revistascientificas.cuc.edu.co/IDEE/article/view/6086>. Acesso em: 10 maio. 2025.

GUARÇONI, A.; RIBEIRO, L. V.; MARION, W. H. S.; MOURA, A. G. P.; FONSECA, R. S. Nutrição mínima para a regeneração de pastagens: tecnologia a ser fortalecida no espírito santo. **INCAPER EM REVISTA**, [S. l.], p. 94–106, 2025. DOI: 10.54682/ier.v.15.p94.105. Disponível em: <https://revista.incaper.es.gov.br/index.php/ojs/article/view/42>. Acesso em: 25 jun. 2025.

HALIM, S. F.; YONG, S. K.; TAY, C. C. Ammonia Nitrogen Adsorption using Spent Mushroom Substrate Biochar (SMSB). In: **Pertanika Journal of Science and Technology**, v. 25, n. S, p. 9-20, 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/324756657_Ammonia_Nitrogen_Adsorption_using_Spent_Mushroom_Substrate_Biochar_SMSB. Acesso em: 20 jun. 2024.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção Agrícola Municipal: cogumelos comestíveis**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

IBI – International Biochar Initiative. **Biochar in climate mitigation**. 2020.

JEFFERY, S. et al. A quantitative review of the effects of biochar application to soils. **GCB Bioenergy**, v. 3, p. 11–22, 2011.

KITZBERGER, C.S.G. Obtenção de extrato de cogumelo Shiitake (Lentinula edodes) com CO₂ a alta pressão. **Dissertação (mestrado)** – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Alimentos. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/102121>

KNOWLES, R. **Denitrification**. **Microbiological Reviews**, v. 46, n. 1, p. 43–70, 1982.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. **Concórdia: Sbera; Embrapa Suínos e Aves**, 2019. 209 p. ISBN 978-85-93823-01-5.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation**. 2. ed. London: Routledge, 2015.

LI, H. et al. Phosphate removal from aqueous solutions using Mg-impregnated biochar: Adsorption performance and mechanisms. **Water Research**, v. 170, p. 115364, 2020.

LIMA, F. S. Custo de produção e lucratividade do cogumelo *Agaricus Blazei* nos padrões da agricultura sustentável: estudo de caso. 2017. 52 f. **Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental)** - Universidade do Sagrado Coração, Bauru, 2017. Disponível em: <https://tede2.unisagrado.edu.br:8443/handle/tede/384>

LINDEQUIST, Ulrike; NIEDERMEYER, Timo HJ; JÜLICH, Wolf-Dieter. The pharmacological potential of mushrooms. **Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine**, v. 2, n. 3, p. 285-299, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/ecam/neh107>

LIU, N.; ZHANG, Y.; LI, Z.; FENG, R.; ZHANG, Y. Characterization of corncob-derived biochar and pyrolysis kinetics in comparison with corn stalk and sawdust. In: **Bioresource Technology**, v. 170, p. 76-82, 2014.

LOU, Z.; SUN, Y.; BIAN, S.; BAIG ALI, S. Ali; HU, B.; XU, X.; **Nutrient conservation during spent mushroom compost application using spent mushroom substrate derived biochar**, 2018.

MADZIN, Z., ZAHIDI, I., RAGHUNANDAN, M. E., & TALEI, A. (2023). Potential application of spent mushroom compost (SMC) biochar as low-cost filtration media in heavy metal removal from abandoned mining water: a review. In: **International Journal of Environmental Science and Technology**, 20, 6989–7006. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04617-7>

MARKETS AND MARKETS. **Mushroom Market Size, Share & Growth Report – Global Forecast to 2030**. 2022. Disponível em: <https://www.marketsandmarkets.com>.

MARSOLLA, L. D.; BRITO, G. M.; Freitas, J.C.C.; COELHO, E.R.C. Sustainable enhancement of biochar and biochar composite properties through temperature-controlled pyrolysis of agricultural biomass and marble waste, **Waste Management**, Volume 201, 2025, 114799. ISSN 0956-053X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2025.114799>.

MARTÍN M. C.; XIONG, S.; PASSOTH, V.; PÖLDMAA, K.; SOLBERG, S. Ø.; HULTBERG, M.; Strætkvern, K. O.; Golovko, O.; Pilotto, F.; Müller, B.; Pent, M.; Klausen, S. J.; Romero-Soto, L. A. Setas para uma agricultura sustentável – el concepto MUSA. **C3-BIOECONOMY: Circular and Sustainable Bioeconomy**, Núm. 4 (2023), pp. 131-147. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10396/27767>

METCALF & EDDY, Inc. (2014). **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5th ed. McGraw-Hill Education.

MORTADA, A. n.; MOHAMAD, H. B.; RAFEAH W. (2020). Physicochemical Composition of Spent Oyster Mushroom Substrate. **Malaysian Journal of Analytical Sciences**, 24(6), p. 848–854. Disponível em: https://mjas.analis.com.my/mjas/v24_n6/v24_n6.html

MUHAMMAD, M. N. D. et al. Biochar characteristics from spent mushroom compost and its suitability as a biosorbent. **Bioresource Technology**, 2017.

NIELA, G. R. et al. 2019. Produção do cogumelo comestível *Pleurotus ostreatus* utilizando casca do fruto de cacau (*Theobroma cacao* L.) Ilhéus, BA, CEPLAC/CEPEC. **Boletim Técnico**, nº 216. 38p. Disponível em: <http://192.168.3.118:8080/handle/1/1901>

NUNES, Adriana da Silva. Utilização de resíduos da bananicultura para o cultivo de cogumelo, biopolpação celulósica e produção de papel. 2022. 143 f. **Tese (Doutorado em Biotecnologia)** - Universidade Federal do Amazonas, Manaus (AM), 2018. Disponível em: <https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/8684>

NUNES, J. A. **Tratamento Físico-Químico de Águas Residuárias Industriais**. 3ª ed. 2001.

PORTELLA, A. R.; Coluna de leito fixo utilizando *Lithothamnium calcareum* como pós-tratamento de esgoto sanitário para remoção de nutrientes. 2022. 87 p. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental)** - Instituto de Tecnologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2022. Disponível em: <https://rima.ufrrj.br/jspui/handle/20.500.14407/19184>

Roychowdhury A, Sarkar D, Datta R (2015) Remediation of acid mine drainage-impacted water. **Water Pollut.** [https:// doi. org/ 10. 1007/s40726- 015- 0011-3](https://doi.org/10.1007/s40726-015-0011-3).

RUTHVEN, D. M. **Principles of Adsorption and Adsorption Process**. New York: John Wiley & Sons, 1984.

SCHINDLER, D. W. et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 32, p. 11254–11258, 2008. DOI: 10.1073/pnas.0805108105

SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 1_part_2, p. 356–363, 2006.

SEITZINGER, S. P. et al. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. **Ecological Applications**, v. 16, n. 6, p. 2064–2090, 2006. DOI: 10.1890/1051-0761(2006)016[2064:DALAWA]2.0.CO;2

Serviço Nacional de Aprendizagem Rural. 323 – Fungicultura: produção de cogumelos shiitake. / **Serviço Nacional de Aprendizagem Rural**. – Brasília: Senar, 2024. Disponível em: https://ead.senar.org.br/storage/senar-play/323-fungicultura/Cartilha-Senar-323-Fungicultura_WEB.pdf

SHARPLEY, A. N. et al. **Agricultural phosphorus and eutrophication**. U.S. Department of Agriculture, ARS–149, 2001.

SILVA, F. P. A.; SERVANTES, J. L. P. R.; BEIRÃO, G. A. R.; GAZIM, Z. C.; VALLE, J. S.; NUNES, M. G. I. F. Biofortificação de lítio, selênio e zinco em basidiomicetos: uma nova opção de suplementação. **Arquivos de Ciências da Saúde da UNIPAR**, [S. l.], v. 28, n. 3, p. 713–736, 2024. DOI: 10.25110/arqsaude.v28i3.2024-11755. Disponível em: <https://unipar.openjournalsolutions.com.br/index.php/saude/article/view/11755>. Acesso em: 13 maio. 2025.

SILVA, G. L.; CHEVREUIL, R.L.; VASCONCELOS, A.S.; AGUIAR, L.V.B.; PEREIRA, D.B.; SOARES, L.B.N.; GÔUVEA, P.R.S.; SALES-CAMPOS, C. **Destacando o potencial de um shimeji amazônico (pleurotus ostreatus) por meio da comparação com linhagens comerciais: crescimento micelial e produção de protease em diferentes meios de cultura.** Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.5109568>. Acesso em: 05/05/2025.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 100, n. 1-3, p. 179–196, 1999.

TCHOBANOGLOUS, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4th ed. McGraw-Hill.

UNITED NATIONS. **Water Action Decade: Action Networks** – Water: United Nations Department of Economic and Social Affairs, 2023. Disponível em: <https://sdgs.un.org/partnerships/action-networks/water>. Acesso em: 11 maio 2025.

URBEN, A. F.; CORREIA, M., J. **Produção de cogumelos por meio de tecnologia chinesa modificada : biotecnologia e aplicações na agricultura e na saúde** / Arailde Fontes Urban, editora técnica. 3. ed. rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2017.

VIEIRA JUNIOR, W.G. - Avaliação da eficiência e viabilidade do substrato exaurido de cogumelo em ciclos subsequentes de *Pleurotus ostreatus* e *Lentinula edodes* - 2025, 108f - **Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária)** - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 2025. Disponível em: <https://hdl.handle.net/11449/310345>

VIEIRA, R. H. S. F.; VIANNA, E. P. A. Biossorventes alternativos para remoção de metais pesados em meio aquoso. **Química Nova**, v. 31, n. 8, p. 2050–2056, 2008.

VIRIATO, V.; CARVALHO, SAD.; SANTORO, B. L.; & BONFIM, FPG. (2024). Um Modelo de Negócios para a Bioeconomia Circular: Produção de Cogumelos Comestíveis e seu Alinhamento com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). **Reciclagem** , 9 (4), 68. <https://doi.org/10.3390/recycling9040068>

VON SPERLING, M. (2014). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4ª ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG.

VON SPERLING, M. Impactos dos Nutrientes do Esgoto Lançado em Corpos de Água. In: MOTA, F. S. B. & VON SPERLING, M. (coord). **Esgoto. Nutrientes de Esgoto Sanitário: utilização e remoção.** PROSAB 5. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 26-51.

ZHANG, J. et al. Preparation of Mg-modified biochar by ball milling for phosphate adsorption. **Bioresource Technology**, v. 319, p. 124203, 2021.

ZIED, D. C. et al. **Cogumelos comestíveis: ciência e tecnologia**. Botucatu: FEPAF, 2020.

ZIED, D. C.; SÁNCHEZ, J. E.; NOBLE, R.; & PARDO-GIMÉNEZ, A. (2020). Uso de substrato de cogumelo residual em novos cultivos de cogumelos para promover a transição para uma economia circular. **Agronomia**, 10 (9), 1239. <https://doi.org/10.3390/agronomy10091239>