

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOTECNOLOGIA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA

ÉRIKA SOARES DA SILVA

**BIORREMEDIAÇÃO UTILIZANDO MICRORGANISMOS, COMO ALTERNATIVA
PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES CONTAMINADOS COM CORANTES:
UMA REVISÃO.**

PATOS DE MINAS – MG
MARÇO DE 2026

ÉRIKA SOARES DA SILVA

**BIORREMEDIAÇÃO UTILIZANDO MICRORGANISMOS, COMO ALTERNATIVA
PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES CONTAMINADOS COM CORANTES:
UMA REVISÃO.**

Monografia apresentada ao Instituto de
Biotecnologia da Universidade Federal de
Uberlândia como requisito final para a obtenção do
título de Bacharel em Biotecnologia.

Prof. Dr. Gilvan Caetano Duarte

PATOS DE MINAS – MG

MARÇO DE 2026

ÉRIKA SOARES DA SILVA

Biorremediação utilizando microrganismos, como alternativa para o tratamento de efluentes contaminados com corantes: Uma revisão.

Monografia apresentada ao Instituto de Biotecnologia da Universidade Federal de Uberlândia como requisito final para a obtenção do título de Bacharel em Biotecnologia.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Gilvan Caetano Duarte – UFU
Presidente

Prof. Dr. Marcos de Souza Gomes – UFU
Membro

Profa. Dra. Cristine Chaves Barreto – UFU
Membro

Os membros da Comissão Examinadora acima assinaram a Ata de Defesa que se encontra no Sistema Eletrônico de Informações (SEI) da Universidade Federal de Uberlândia.

Patos de Minas – MG – 12/03/2026

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por ser minha fonte de força, fé e resiliência nos momentos mais difíceis e desafiadores desta jornada. Sem essa proteção e amparo, a conclusão desta etapa não seria possível.

À minha família que é a minha base e o meu porto seguro. Um agradecimento mais do que especial à minha mãe Marli, que com muito suor e esforço, me proporcionou o dom da vida e toda a base que eu precisei durante toda a minha caminhada acadêmica até aqui, e à minha irmã Mikaely, pelo amor incondicional, pela paciência nos meus momentos de ausência. Sou grata por sempre acreditarem em mim e nos meus sonhos, mesmo quando eu mesma duvidava.

Aos meus amigos, por estarem sempre ao meu lado. Obrigada por compreenderem a minha falta de tempo, pelas palavras de incentivo e por trazerem leveza aos dias em que a exaustão parecia tomar conta. O apoio de vocês foi o combustível que eu precisava para continuar.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Gilvan Caetano Duarte, pela imensa ajuda, parceria e apoio fundamental em absolutamente todas as etapas de construção deste trabalho. Obrigada por compartilhar seu conhecimento, pela paciência para me guiar e por me inspirar a ser uma profissional melhor.

Aos professores membros da banca examinadora, Profa. Dra. Cristine Chaves Barreto, Prof. Dr. Marcos de Souza Gomes e Profa. Dra. Marta Fernanda Zotarelli, por aceitarem o convite para avaliar este trabalho, pela parceria e pelas valiosas contribuições que certamente enriquecerão esta pesquisa.

Por fim, à Universidade Federal de Uberlândia (UFU), por abrir as portas para um ensino público e de excelência. Tenho muito orgulho de fazer parte desta instituição que transforma vidas e constrói o futuro através de uma educação de qualidade.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, o meu muito obrigada.

RESUMO

A Indústria Têxtil ocupa uma posição de destaque na economia global. Entretanto, o processo de beneficiamento de tecidos resulta na geração de grandes volumes de efluentes carregados de corantes sintéticos que comprometem a qualidade dos recursos hídricos e a vida aquática. Este trabalho tem por finalidade analisar a eficiência da biorremediação utilizando microrganismos como uma estratégia tecnológica sustentável para a degradação desses compostos recalcitrantes. A metodologia baseia-se em uma revisão integrativa da literatura realizada nas bases de dados Science Direct e Scielo, bem como em repositórios institucionais, priorizando estudos que abordam a aplicação de microrganismos, com foco em fungos, e seus sistemas enzimáticos em águas residuárias. Os resultados indicam que a utilização de bactérias e fungos, especialmente fungos da podridão branca, promove a quebra da estrutura química dos corantes por meio da ação de enzimas oxidorreduções, como as lacases e peroxidases, dentre outras, como hidrolases, lipases e proteases. Identifica-se que a estabilidade desses agentes biológicos é influenciada diretamente por variáveis ambientais e físico-químicas. Conclui-se que a descontaminação de efluentes têxteis contendo corantes sintéticos constitui um imenso desafio da indústria, com destaque para a Indústria Têxtil, sendo a biorremediação promovida por microrganismos, especialmente fungos produtores de enzimas oxidorreduções, representa uma alternativa viável, capaz de garantir maior sustentabilidade a toda a cadeia produtiva. A implementação de técnicas de imobilização enzimática e o uso de consórcios microbianos, adicionalmente, trarão avanços necessários para garantir a robustez operacional e viabilizar a aplicação prática desse sistema na descontaminação ambiental.

Palavras-chave: Biotecnologia. Biorremediação. Efluentes Têxteis. Enzimas Oxidorreduções. Sustentabilidade.

ABSTRACT

The textile industry occupies a prominent position in the global economy. However, the fabric finishing process results in the generation of large volumes of effluents loaded with synthetic dyes, compromising the quality of water resources and aquatic life. This work aims to analyze the efficiency of bioremediation using microorganisms as a sustainable technological strategy for the degradation of these recalcitrant compounds. The methodology is based on an integrative literature review conducted in the Science Direct and Scielo databases, as well as in institutional repositories, prioritizing studies that address the application of microorganisms, focusing on fungi, and their enzymatic systems in wastewater. The results indicate that the use of bacteria and fungi, especially white-rot fungi, promotes the breakdown of the chemical structure of dyes through the action of oxidoreductase enzymes, such as laccases and peroxidases, among others, such as hydrolases, lipases, and proteases. It is identified that the stability of these biological agents is directly influenced by environmental and physicochemical variables. It is concluded that the decontamination of textile effluents containing synthetic dyes constitutes a huge challenge for the industry, especially the Textile Industry, with bioremediation promoted by microorganisms, particularly fungi that produce oxidoreductase enzymes, representing a viable alternative capable of ensuring greater sustainability throughout the production chain. The implementation of enzymatic immobilization techniques and the use of microbial consortia will additionally bring necessary advances to ensure operational robustness and enable the practical application of this system in environmental decontamination.

Keywords: Biotechnology. Bioremediation. Textile wastewater. Oxidoreductase enzymes. Sustainability.

LISTAS DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIT – Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecções;

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio;

DL – Dose letal;

DQO – Demanda química de oxigênio;

HAPs – Hidrocarbonetos policíclicos;

LiP – Lignina Peroxidase;

MnP – Manganês Peroxidase;

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável;

OGMs – Organismos Geneticamente Modificados;

pH – Potencial hidrogeniônico;

SDT – Sólidos dissolvidos totais;

TEP – Fósforo total;

WRF – *White Rot Fungi*.

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1 – Classificação dos corantes com alguns exemplos de cada classe.....	14
Figura 2 – Exemplo de corantes reativos no processo de tintura de algodão com corante contendo grupo sulfatoetilsufona como centro de reação da molécula.....	15
Figura 3 – Exemplo de corantes diretos – Vermelho Congo – contendo grupos diazo como grupos cromóforos.....	16
Figura 4 – Estrutura de moléculas do corante ácido Violeta.....	16
Figura 5 – Exemplo de corante solubilizado temporariamente por meio da reação de hidrólise.....	17
Figura 6 – Principais estratégias de biorremediação.....	23
Figura 7 – Possível mecanismo envolvido na degradação de diferentes moléculas de corante.....	27
Figura 8 – Mecanismos enzimáticos das lacases, MnP, LiP, hidrolases e seus efeitos no ambiente aquático após a biorremediação.....	32
Figura 9 – Mecanismo catalítico das lacases.....	34
Figura 10 – Mecanismo catalítico da MnP.....	35
Figura 11 – Mecanismo catalítico da LiP.....	36
Figura 12 – Métodos comuns de imobilização enzimática.....	37

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 METODOLOGIA.....	11
3 DESENVOLVIMENTO	12
3.1 Indústria Têxtil.....	12
3.2 Corantes.....	13
3.2.1 Corantes sintéticos.....	13
3.2.2 Corantes naturais	18
3.3 Influência ambiental dos efluentes têxteis.....	20
3.3.1 No ecossistema aquático.....	20
3.3.2 Na saúde humana.....	21
3.4 Métodos de biorremediação.....	22
3.5 Microrganismos biorremediadores	27
3.6 Mecanismos enzimáticos.....	32
3.6.1 Abordagens enzimáticas para a biorremediação de corantes – Imobilização enzimática.....	37
3.7 Fatores mais relevantes para a eficiência da micorremediação	39
4. CONCLUSÃO.....	41
REFERÊNCIAS.....	43

1 INTRODUÇÃO

Em termos mundiais, com um mercado avaliado em bilhões de dólares e diversas projeções de crescimento para os próximos anos, a Indústria Têxtil tem se destacado pela promoção do desenvolvimento econômico e social, principalmente pela geração empregos (Dutta *et al.*, 2024). No Brasil foi após o século 19 que o setor têxtil se desenvolveu com mais força. Diversas fábricas foram inauguradas e assim a sua produção aumentou, trazendo o feito de ser exportador de algodão logo na primeira década do século 20. Atualmente, a indústria de tecidos no Brasil conta com inúmeras práticas dentro das confecções e vestuário, fazendo-se presente e tendo importante parte da economia do país, por ser um grande gerador de empregos, com grande volume de produção e exportações em quantidade exponencial (Fugita; Jorente, 2015).

No cenário nacional, a Indústria Têxtil desempenha um papel de destaque na economia. Segundo dados da Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção (ABIT), o setor registra um faturamento anual da ordem de R\$ 190 bilhões, com uma produção estimada em 8,1 bilhões de peças, englobando vestuário, linha e artigos técnicos. Além de sua força produtiva, o segmento é um grande gerador de oportunidades, responsável por cerca de 8 milhões de postos de trabalho diretos e indiretos, o que representa uma parcela significativa da mão de obra formal da indústria de transformação (Pessoa Junior; Azevedo, 2024).

Anualmente, mais de 70 milhões de toneladas de corantes sintéticos são produzidos, em que mais de 10.000 toneladas desses corantes são consumidas no processamento têxtil (Dutta *et al.*, 2024). A Indústria Têxtil é considerada uma das maiores poluentes do mundo, quando se refere ao descarte de líquidos, gases residuais e resíduos sólidos, sendo a segunda maior consumidora de água no mundo e contribui com 20% da contaminação em seus efluentes, principalmente devido ao descarte de corantes, após o processo de tingimento (Rendón-Castrillón *et al.*, 2024).

A contaminação desses efluentes ocorre com misturas complexas desses corantes, metais pesados e compostos orgânicos persistentes, tóxicos e resistentes à biodegradação. A maior problemática se refere a toxicidade para a vida aquática, humana e ecossistêmica (Hassaan; Nemr, 2017). A Indústria Têxtil utiliza diversos tipos de corantes, que podem ser classificados conforme sua origem, podendo ser naturais ou sintéticos, como as classes azo, diazo, antraquinona, nitro, difenilmetano, xanteno, corantes de complexo metálico e outros. Pela sua aplicação, podem ser corantes reativos e diretos para fibras à base de celulose; com

fibras de amida, como o nylon, lã e seda; e pela solubilidade, podem ser subdivididos em solúveis ou insolúveis em água (Benkhaya *et al. apud* Periyasamy, 2025).

Com ênfase para os corantes sintéticos, sendo aqueles, em sua maioria, derivados de produtos à base de petróleo, usados no tingimento de tecidos para refinar o acabamento, têm amplo consumo anual vinculado às produções elevadas, gerando também um grande descarte de resíduos por ano. A presença desses corantes em efluentes geram diversos transtornos ambientais, podendo causar diminuição da absorção da luz solar, interferindo na fotossíntese (Rendón-Castrillón *et al.*, 2024), acarretando o aumento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), sólidos dissolvidos totais (SDT), fósforo total (TEP), alteração de outros parâmetros críticos como turbidez e o potencial hidrogeniônico (Dutta *et al.*, 2024; Pessoa Junior; Azevedo, 2024), gerando desequilíbrio ecológico e concentração de substâncias tóxicas para a vida aquática (Rendón-Castrillón *et al.*, 2024).

Esses compostos podem afetar diretamente os organismos, causando a acumulação de moléculas tóxicas na cadeia alimentar, podendo induzir reações alérgicas, irritação cutânea, problemas respiratórios e riscos à saúde a longo prazo, como mutagenicidade e carcinogenicidade em humanos e animais que tenham contato com esses efluentes poluídos (Hassaan; Nemr, 2017). Então, é necessário pensar em ferramentas capazes de minimizar os problemas relacionados à contaminação dos efluentes com os corantes sintéticos produzidos pelo setor têxtil. Diversas alternativas em sendo trabalhadas no controle da poluição desses efluentes, como eletrocoagulação, adsorção, osmose reversa, processos fotocatalíticos (Pessoa Junior; Azevedo, 2024), floculação, filtração por membrana, foto-oxidação, eletrocoagulação e reação de ozonização (Singh *et al.*, 2025).

A Biotecnologia propõe tecnologias que são capazes de fornecer resultados promissores utilizando de soluções biológicas, como microalgas, bactérias e fungos, como é o caso da biorremediação. A remoção desses corantes representa uma enorme proteção à biodiversidade e qualidade da água, além de contribuir com a saúde pública, assumindo uma interfase direta com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6 (Água Limpa e Saneamento) e ODS 14 (Vida na água), objetivos globais de sustentabilidade (Periyasamy, 2025).

A biorremediação representa uma alternativa biotecnológica bastante empregada devido a sua abordagem limpa, eficaz, segura e econômica (Sosune; Garode, 2018). O tratamento utilizando meios biológicos consiste em degradar resíduos tóxicos, que podem ser absorvidas pelo ecossistema, eliminem a toxicidade ou atinjam níveis permitidos pela lei (Vidali, 2001; Etuk; Etuk; Oboh, 2024). Essa ferramenta pode ser aplicada utilizando diversas formas de vida, como bactérias, fungos, algas e até mesmo plantas, que já se mostraram promissores para o

tratamento de efluentes contaminados com corantes (Etuk; Etuk; Oboh; 2024; Goswami *et al.*, 2024). Esses microrganismos por meio de suas atividades bioquímicas podem reduzir os níveis de turbidez, corrigir o pH, DQO, DBO, além de melhorar a aparência da água, favorecendo a vida aquática e minimizando os riscos para a saúde animal e humana (Goswami *et al.*, 2024).

Os microrganismos podem se adaptar a substâncias que são tóxicas, visto que eles produzem, naturalmente, novas cepas resistentes, que conseguem consumir os poluentes, fazer a degradação por meio de enzimas, por meio de reações metabólicas particulares (Goswami *et al.*, 2024). Dessa forma, essa prática permite a decomposição de resíduos carcinogênicos e mutagênicos que estão presentes em corantes sintéticos, prevenindo também a bioacumulação (Periyasamy, 2025). Mesmo após inúmeras tentativas para se reduzir o efeito dos corantes aromáticos presentes nos efluentes industriais, ainda são incipientes estudos realizados com algas, fungos e bactérias, no que diz respeito à decomposição de corantes sintéticos (Singh *et al.*, 2025). Logo, o objetivo desse trabalho é realizar um levantamento da eficácia da biorremediação utilizando microrganismos, especialmente fungos, a fim de propor formas eficazes de minimizar os corantes sintéticos descartados em efluentes, por indústrias do setor têxtil, bem como a ação metabólica desses agentes biológicos diante desse processo.

2 METODOLOGIA

O presente trabalho retrata uma visão sobre o tema proposto, por meio da pesquisa de revisão integrativa realizada em artigos científicos, dissertações e teses disponíveis nas bases de dados online de pesquisa: *Science Direct* (<https://www.sciencedirect.com/>), *Scielo* (<https://www.scielo.br/>) e portais de universidades e institucionais, usando palavras-chave referentes ao tema, como “*bioremediation*”, “*textile industry*”, “*enzymes*”, “*microorganisms*”. Em alguns momentos da pesquisa, foi necessário abordar artigos e outros trabalhos dessa natureza de origem nacional, usando então os termos traduzidos para o idioma do país. Foram incluídos apenas estudos que empregam a biorremediação em águas residuais e ambientes aquáticos, além das pesquisas envolvendo os microrganismos e enzimas em destaque. No entanto, não se estabeleceu um período e idioma específico, buscando as informações importantes mais recentes disponíveis.

Para a estruturação tópica, revisão gramatical e criação de imagens do presente trabalho, foi utilizada a ferramenta de inteligência artificial “*Gemini*”, versão 3 Pro, desenvolvida pelo Google, tendo sua primeira versão lançada oficialmente em dezembro de 2023.

3 DESENVOLVIMENTO

Neste trabalho de pesquisa integrativa foram selecionados um total de 70 artigos, obtidos em sua maioria da base de dados *Science Direct*, *Scielo* e portais de universidades e institucionais, a partir dos quais fez-se um levantamento bibliográfico englobando os seguintes tópicos: Indústria Têxtil, Corantes: naturais e sintéticos, Influência ambiental dos efluentes têxteis, Microrganismos biorremediadores, Mecanismos enzimáticos e Fatores de influência na biorremediação.

3.1 Indústria Têxtil

A Indústria Têxtil desempenha um papel fundamental no desenvolvimento econômico global, sendo historicamente reconhecida como a pioneira da Revolução Industrial no século XVIII (Cavalcanti; Santos, 2022). Ela representa uma das cadeias produtivas mais antigas e complexas da economia global, caracterizada por uma estrutura fragmentada e heterogênea que abrange desde a agricultura com a produção de fibras de algodão, até os setores petroquímicos, sendo as fibras sintéticas. No cenário mundial, o Brasil ocupa uma posição de destaque singular: é considerado o último país do Ocidente a manter uma cadeia produtiva têxtil completa, englobando desde o plantio da matéria-prima, passando pela fiação e tecelagem, até a confecção final e o varejo de moda (Brasil, 2023).

Entretanto, a potência econômica desse setor é proporcional ao seu passivo ambiental. O processo produtivo têxtil é segmentado em etapas distintas sendo a transformação de fibras em fios, produção de tecidos planos ou malhas e o beneficiamento (Cavalcanti; Santos, 2022). Nessa última etapa concentram os processos de purga, alvejamento, tinturaria e estamparia, operações essenciais para agregar valor estético e comercial ao produto, mas que demandam o uso intensivo de recursos hídricos e insumos químicos (Brasil, 2023).

O consumo de água na etapa de beneficiamento é alarmante, podendo variar entre 80 e 100 litros de água para cada quilograma de tecido processado. A água utilizada atua como veículo para a aplicação de corantes, pigmentos e auxiliares químicos que, ao final do processo, resultam na geração de grandes volumes de efluentes líquidos. A presença desses corantes sintéticos nos corpos hídricos não representa apenas uma poluição visual, mas também, e

principalmente, um desequilíbrio ecológico severo, exigindo o desenvolvimento de tecnologias de remediação eficazes, como os processos biológicos, para diminuir o impacto dessa atividade vital para a economia brasileira (Brasil, 2023).

3.2 Corantes

Devido à grande demanda da expansão industrial, se fez necessário ao longo dos anos o uso de corantes para tingimento no setor têxtil. Entretanto, houve a liberação de incontáveis poluentes tóxicos no ecossistema, prejudicando a fauna e flora local e externa aos ambientes aquáticos. Após o uso, os corantes são dispensados em formato de soluções aquosas no ambiente, principalmente em corpos d'água, impactando negativamente os recursos naturais do planeta (Madhav *et al.*, 2020). Durante o processo de tingimento, corantes naturais e sintéticos são utilizados. Porém, devido a sua solubilidade em água e taxas de fixação pequenas, esses são liberados nas águas residuais geradas pelo processo (Singh *et al.*, 2024). Estima-se que cerca de 15% desses corantes sintéticos aplicados, são perdidos nos efluentes industriais durante o processo (Saini; Dey, 2022).

Os corantes são moléculas orgânicas aromáticas complexas que podem absorver a luz na faixa visível do espectro eletromagnético. Eles são compostos por três unidades fundamentais: cromóforos, auxocromos e um sistema de ligações duplas conjugadas que conecta as unidades anteriores. O cromóforo pode ser compreendido como um sistema de elétrons deslocalizados que podem emitir cor com ligações conjugadas, como carbonila ($=C=O$), carbonilo-nitrogênio ($-CH=N-$), azo ($-N=N-$), e nitro ($=NO_2$). Por sua vez, um auxocromo é uma unidade eletronegativa que intensifica a cor e fornece um grupo de ligação ao complexo do corante. Os mais comuns a fazer essa ligação ao complexo do corante incluem grupos hidroxila, carbonila, sulfônico e amina (Singh *et al.*, 2024).

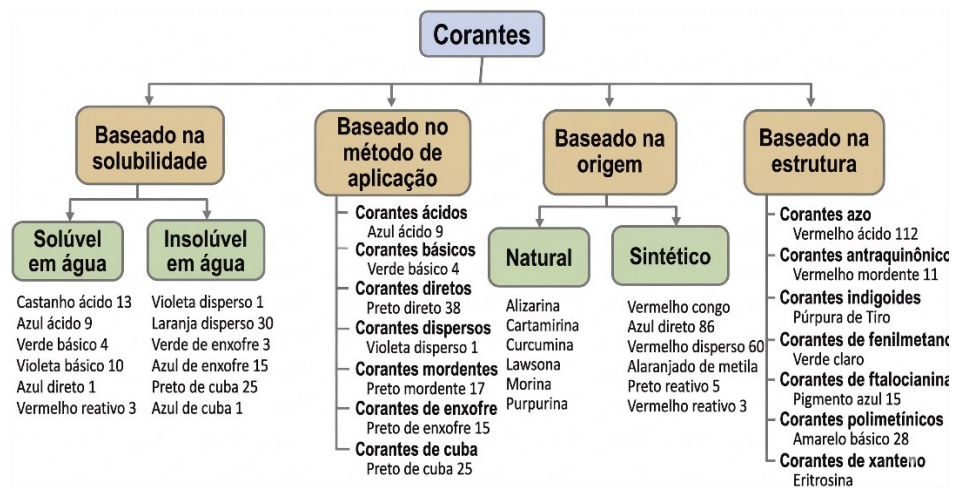
3.2.1 Corantes sintéticos

Os corantes sintéticos são muito utilizados no meio industrial, por apresentarem uma série de características importantes como estabilidade química e definição de sua estrutura molecular. Esses compostos geralmente são derivados de petróleo, tendo como única função

conferir a cor (Periyasamy, 2025). A classificação dos corantes pode variar dependendo da sua origem, estrutura e aplicação (Al-Tohamy *et al.*, 2022), sendo a estrutura mais empregada aqueles à base de azo, ou seja, corantes com mono azo, diazo, triazo e poliazo (Periyasamy, 2025) e a origem sendo diferenciada entre naturais e sintéticos (Singh *et al.*, 2024).

Singh *et al.* (2024) trouxe em sua revisão um diagrama (**Figura 1**) que traz exemplos de corantes de cada uma das classificações, o que é possível observar a extensa área dos corantes industriais. Naqueles baseados em solubilidade, há solúveis e insolúveis em água. Na categoria de métodos de aplicação, é listado exemplos como corantes ácidos, básicos, dispersos, reativos, e alguns menos usuais como mordentes, de enxofre e de cuba. Nos exemplos de classificação por estrutura, destaca-se as classes azo e antraquinona.

Figura 1. Classificação dos corantes com alguns exemplos de cada classe.

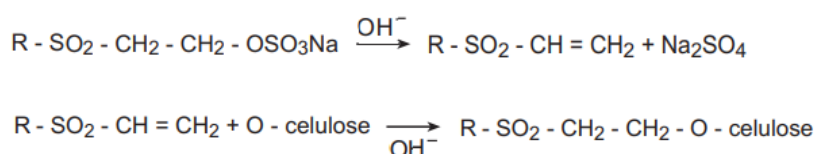


Fonte: Adaptado de Singh *et al.*, 2024.

Os corantes azo e diazo, apesar de seus efeitos adversos serem mais concentrados, são os mais escolhidos devido ao fator econômico de ser de maior interesse, possuir grande variedade de cores e seus processos de fabricação serem simples (Al-Tohamy *et al.*, 2022). A sua classificação na indústria de tecidos pode ser feita em três categorias principais de acordo com Saini e Dey (2022): corantes aniônicos (diretos, ácidos, reativos), aqueles que possuem carga negativa chamado ânion, corantes não iônicos (dispersos), não possuem carga, e corantes catiônicos (todos os corantes básicos), possuem carga positiva chamada de cátions, os quais são aplicados para a coloração de seda, couro e lã.

Os corantes reativos possuem um grupo eletrofilico que é capaz de formar ligações covalentes com grupos de hidroxila das fibras celulósicas, com grupos amino, hidroxila e tióis das fibras proteicas e das poliamidas, com os grupos amino. É importante ressaltar que uma grande característica desse grupo de corantes é que eles apresentam alta solubilidade em água. Um exemplo é a união entre sulfatoetilsufona e corante à fibra, precisando apenas de uma breve eliminação do grupo sulfato em meio alcalino, já sendo capaz de gerar o composto vinilsufona (**Figura 2**); esse processo ocorre na tintura de algodão (Guaratini; Zanoni, 2000).

Figura 2. Exemplo de corantes reativos no processo de tintura de algodão com corante contendo o grupo sulfatoetilsufona como centro de reação da molécula.



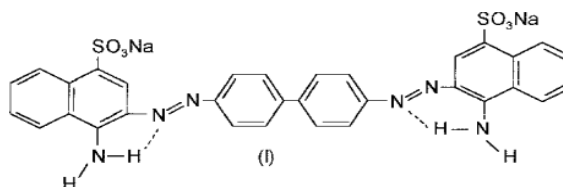
Fonte: Adaptado de Guaratini e Zanoni, 2000.

Os corantes reativos podem sofrer hidrólise quando estão expostos na presença de moléculas de água, sendo nesse processo que ocorre à formação de corantes não fixados que são frequentemente liberados nos efluentes. É importante pontuar que a maioria dos corantes industriais são cromóforos não totalmente puros, frequentemente contendo aditivos como íons inorgânicos e sais, os quais irão melhorar os processos de tingimento aquoso e lucratividade do fabricante (Periyasamy, 2025). Diversos tipos de corantes reativos são empregados na indústria, como corantes de vinil sulfona, corantes de diclorotriazina, monoclorotriazina, monocloro-hidroxitriazina e aqueles que possuem anéis heterocíclicos (Periyasamy, 2025). Além disso, essa categoria apresenta dificuldades para serem envolvidos na produção, pois possuem indícios de que alguns dos corantes reativos podem causar dermatite de contato, rinite, conjuntivite alérgica, asma ocupacional dentre outras reações aos trabalhadores industriais (Saini; Dey, 2022).

Os corantes diretos podem ser caracterizados como compostos solúveis em água com a capacidade de tingir fibras de celulose, por meio das interações de Van der Waals. A afinidade do corante aumenta devido ao uso de eletrólitos e configuração da molécula do corante ou a dupla-ligação conjugada que eleva a adsorção. A grande vantagem desse grupo é o alto grau de exaustão durante a aplicação e consequentemente diminuição do conteúdo do corante nas águas

residuais, apesar de ainda haver baixo interesse científico. Corantes contendo mais de um grupo azo, conforme exemplo da **Figura 3**, ou pré-transformados em complexos metálicos são os principais representantes desse grupo (Guaratini; Zanoni, 2000).

Figura 3. Exemplo de corantes diretos – Vermelho Congo – contendo grupos diazo como grupos cromóforos.

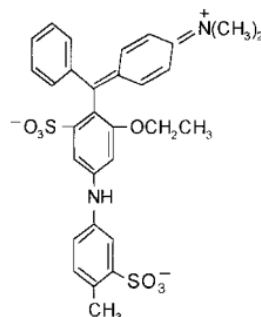


Fonte: Adaptado de Guaratini e Zanoni, 2000.

A maioria dos corantes diretos possuem estruturas moleculares não metalizadas, podendo ser até poli azo, apesar de que corantes azo metalizados, inclusive alguns sendo não-azo, podem ser encontrados, como CI Direct Yellow 59, CI Direct Blue 86 (Burkinshaw; Salihu, 2019).

Os corantes ácidos podem ser compreendidos como um grande grupo de corantes aniônicos portadores de até três grupos sulfônicos, os quais fazem com que o corante seja solúvel em água. Durante esse processo, o corante será neutralizado com solução contendo cloreto, acetato ou outros agentes da mesma natureza, e vão ser ligados à fibra por meio de uma troca iônica com o par de elétrons livres dos grupos amino e carboxilato das fibras proteicas, na forma não protonada. Esses corantes são interessantes e bastante utilizados por apresentarem uma grande faixa de coloração e grau de fixação considerável (Guaratini; Zanoni, 2000). Na **Figura 4** pode ser analisado o exemplo da estrutura molecular do corante ácido Violeta, o qual apresenta anéis aromáticos, grupos hidroxila e um grupo sulfônico, que auxilia na solubilidade em água.

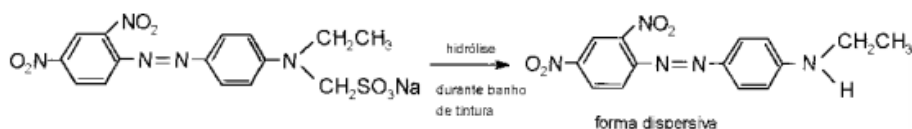
Figura 4. Estrutura molecular do corante ácido Violeta.



Fonte: Adaptado de Guaratini e Zanoni, 2000.

Ao contrário dos discutidos acima, os corantes dispersivos, não iônicos, ou seja, são neutros, são uma classe insolúveis em água. Isso ocorre pois durante o processo de tintura, o corante sofre hidrólise e seu formato original que era insolúvel, lentamente, é precipitado na forma dispersa, como demonstra na **Figura 5**. Apesar do seu grau de solubilidade ser menor, irá influenciar diretamente no processo e qualidade da tintura (Guaratini; Zanoni, 2000).

Figura 5. Exemplo de corante solubilizado temporariamente por meio da reação de hidrólise.



Fonte: Adaptado de Guaratini e Zanoni, 2000.

Esses corantes hidrofóbicos exigem solventes específicos para sua utilização. Em sua maioria possuem enxofre em sua composição, principalmente para colorir fibras de celulose (Burkinshaw; Salihu, 2019). A propriedade mais interessante desses corantes é o fato de que causam uma coloração mais rápida. Os corantes dispersos apresentam, devido a sua natureza não iônica, alta volatilidade, fazendo com que as fibras hidrofóbicas consigam absorver facilmente os vapores do corante (Dutta *et al.*, 2024).

Os corantes catiônicos, ou seja, corantes básicos, são derivados de bases orgânicas e são capazes de se ionizarem em água, que irá formar os cátions coloridos. Em geral, os corantes desse grupo são comercializados na forma de sais, em sua maioria cloretos, mas também como oxalatos ou até mesmo sais duplos que contém cloreto de zinco. Essa classe possui tonalidades únicas, que são obtidas devido à presença de cátions. Alguns exemplos de corantes básicos são

pertencentes a diferentes classes químicas como difenilmetano (CI Amarelo Básico 2), Triarilmetano (CI *Basic Violets* 3), Azine (CI *Basic Red* 5) (Sharma; Sharma; Soni, 2021).

3.2.2 Corantes naturais

Diante da problemática ambiental gerada pelos corantes sintéticos, a Indústria Têxtil revisa o uso de corantes naturais extraídos de fontes vegetais, minerais e animais como uma alternativa de menor impacto ecológico. A principal vantagem desses pigmentos reside em sua alta biodegradabilidade, contrastando com a recalcitrância dos compostos azo sintéticos. Entre os pigmentos vegetais mais abundantes, destacam-se as clorofilas “a” e “b”, presentes em todas as células fotossintéticas, sendo a clorofila “a” fundamental na fase fotoquímica e as demais atuando como pigmentos acessórios (Filho; Ibsch, 2022), sendo a clorofila “a” o pigmento principal que irá converter a luz em energia e a clorofila “b” é um pigmento acessório que capta diferentes faixas de luz e transfere essa energia para a clorofila “a” (Streit *et al.*, 2005).

No entanto, a aplicação industrial de corantes naturais enfrenta desafios técnicos relacionados à sua estabilidade. Estes compostos são classificados como “não-substantivos”, ou seja, possuem baixa afinidade química direta com a fibra, resultando em cores instáveis e baixa solidez à luz e lavagem (Filho; Ibsch, 2022). Picolli (2008) sugere que, devido à fotossensibilidade, a aplicação desses corantes seja direcionada a segmentos específicos, como vestuário noturno, para diminuir o desbotamento.

Para viabilizar o uso comercial e induzir a fixação da cor, torna-se necessário o emprego de agentes mordentes, os quais se baseiam em pontes químicas, facilitando a ligação entre o pigmento e a fibra (Filho; Ibsch, 2022). Rodrigues (2014, apud Filho; Ibsch, 2022) ressalta que a associação de taninos a esses sais metálicos potencializa a fixação. Contudo, embora o corante seja natural, o uso de mordentes à base de metais pesados, como cromo ou cobre, pode reintroduzir toxicidade ao efluente, exigindo, tal qual os corantes sintéticos, um grande gerenciamento ambiental. Isso reforça a importância da biorremediação fúngica, pois muitos são capazes de bio sorver metais.

A fim de sintetizar as divergências técnicas e ambientais abordadas anteriormente, elaborou-se um comparativo entre as duas classes de pigmentos. O **Quadro 1** sistematiza as

principais propriedades, vantagens e limitações discutidas na literatura, evidenciando os desafios que justificam a busca por novas tecnologias de tratamento.

Quadro 1. Comparativo entre características de corantes sintéticos e naturais.

Característica	Corantes Sintéticos	Corantes Naturais	Referências
Origem	Derivados de petróleo; fabricados industrialmente.	Extraídos de fontes vegetais, minerais e animais.	Periyasamy (2025); Filho; Ibsch (2022).
Estrutura Química	Moléculas orgânicas aromáticas complexas com estrutura definida, principalmente base Azo (-N=).	Pigmentos como clorofilas "a" e "b" (células fotossintéticas). Estruturas variadas dependendo da fonte.	Singh <i>et al.</i> (2024); Periyasamy (2025); Filho; Ibsch (2022).
Solubilidade e Fixação	Variável (Reativos/Ácidos são solúveis; Dispersos são insolúveis).	Baixa afinidade com a fibra. Necessitam de mordentes (sais metálicos/taninos) para criar pontes químicas de fixação.	Guaratini; Zanoni (2000); Filho; Ibsch (2022).
Estabilidade (Cor)	Alta estabilidade química e definição de cor. Variedade imensa de tonalidades.	Fotossensíveis. Baixa solidez à luz e lavagem.	Periyasamy (2025); Al-Tohamy <i>et al.</i> (2022); Picolli (2008).
Vantagens Industriais	Baixo custo, processos de fabricação simples, alta lucratividade e fixação rápida.	Alta biodegradabilidade; menor impacto ecológico intrínseco.	Al- Tohamy <i>et al.</i> (2022); Dutta <i>et al.</i> (2024); Filho, Ibsch (2022).
Desvantagens e Impactos	Recalcitrantes. Poluentes persistentes.	Uso de mordentes metálicos. Cores instáveis exigem restrição de uso.	Madhav <i>et al.</i> (2020); Saini; Dey (2022); Filho, Ibsch (2022).

Fonte: Própria autora.

A análise do **Quadro 1** permite entender que, embora os corantes naturais apresentem maior biodegradabilidade, suas limitações quanto à estabilidade e a necessidade de mordentes metálicos impedem que substituam integralmente os corantes sintéticos na demanda industrial presente. Diante da predominância contínua dos corantes sintéticos recalcitrantes e de seus impactos nos corpos hídricos, é fundamental discutir o desenvolvimento de métodos eficazes de tratamento de efluentes, como a biorremediação fúngica, foco dos próximos tópicos deste trabalho.

3.3 Influência ambiental dos efluentes têxteis

3.3.1 No ecossistema aquático

A água é o recurso ambiental mais importante que existe para que haja vida no planeta Terra. Diversos fatores, como social, econômico e sanitário, estão relacionados diretamente a essa fonte escassa e finita. Uma preocupação está na estimativa de que apenas 3% de toda a água da superfície do planeta, seja de água doce, e deste total, apenas 0,5% está disponível para a população, visto que 2,5% estão presas em calotas polares, atmosfera e solo, não potáveis ou de extração inviáveis (Noor *et al.*, 2023).

Os impactos ambientais decorrentes do lançamento de efluentes têxteis nos corpos hídricos não ocorrem de forma isolada, pois são desencadeados por uma série de eventos sucessivos. De acordo com Markandeya; Mohan; Shukla (2022), esses danos podem ser classificados em três níveis distintos, baseados na cronologia de sua manifestação e na complexidade das interações físico-químicas e biológicas envolvidas.

Os impactos de primeiro nível caracterizam-se pela alteração estética imediata do ambiente. A coloração intensa dos efluentes, mesmo quando descartados em concentrações relativamente baixas, modifica visualmente a superfície de córregos e rios. Esta poluição visual resulta na repulsa imediata e na inviabilização do uso desses recursos hídricos para consumo humano, dessedentação animal e atividades recreativas. Adicionalmente, o descarte inadequado no solo pode promover a lixiviação de substâncias tóxicas, comprometendo a qualidade das águas subterrâneas (Markandeya; Mohan; Shukla, 2022).

Em sequência, manifestam-se os impactos de segundo nível, que afetam diretamente a produtividade biológica do sistema. A turbidez e a cor dos corantes atuam como uma barreira física, reduzindo drasticamente a penetração da radiação solar na coluna d'água. Essa interferência inibe a atividade fotossintética de cianobactérias, algas e macrófitas, comprometendo a base da cadeia alimentar. A redução na produção primária desencadeia um efeito cascata, alterando as relações predador-presa e levando à diminuição da biodiversidade e ao desequilíbrio populacional das espécies aquáticas (Markandeya; Mohan; Shukla, 2022).

Por fim, os impactos de terceiro nível representam o colapso bioquímico do ecossistema. Os efluentes têxteis carregam uma carga complexa de contaminantes, incluindo ácidos, bases,

sais, detergentes, agentes oxidantes e alta carga orgânica, expressa em elevadas DBO e DQO (Tiwari *et al.*, 2015). A toxicidade aguda desses compostos provoca a morte massiva de macro e microrganismos. Esse ambiente anóxico, ou seja, ausente de oxigênio dissolvido, favorece a formação de subprodutos tóxicos, como o sulfeto de hidrogênio e ácidos orgânicos, reduzindo o pH do meio e criando um ciclo contínuo de toxicidade e morte, tornando o habitat impróprio para a sustentação da vida (Markandeya; Mohan; Shukla, 2022).

3.3.2 Na saúde humana

Em relação à saúde pública, a degradação incompleta desses corantes pode gerar subprodutos tóxicos, como aminas aromáticas. A exposição prolongada a esses contaminantes orgânicos está associada a efeitos mutagênicos e carcinogênicos, além de apresentar potencial teratogênico, quando há má-formação fetal, e correlacionar-se com o desenvolvimento de doenças crônicas, como diabetes e disfunções cardiovasculares (Guaratini; Zanoni, 2000). A preocupação central reside na biotransformação desses compostos, uma vez que estudos indicam que corantes à base de benzidina, por exemplo, sofrem clivagem metabólica de suas ligações azo, convertendo-se em aminas aromáticas livres, as quais são carcinogênicas. Isso vale para diversos outros corantes com estudos presentes na literatura, como derivados de o-toluidina, o-dianisidina, 4-aminobifenil e outros (Markandeya; Mohan; Shukla, 2022).

No que tange à toxicidade aguda, os valores de Dose Letal (DL) para a maioria dos corantes azo variam entre 250 e 2000 mg.kg⁻¹ de peso corporal, sugerindo que a letalidade por ingestão única requer doses elevadas. No entanto, a concentração letal em meio aquoso revela uma toxicidade variável e preocupante, muitas vezes associada à presença de metais pesados na estrutura molecular do corante. Dados comparativos mostram que corantes azuis e vermelhos tendem a ser mais tóxicos que os amarelos, com valores de DL podendo chegar a 361 ug.mL⁻¹ para o azul e 370 ug.mL⁻¹ para o vermelho. Contudo, há registros de toxicidade extrema em concentrações muito inferiores, como 0,95 ug.mL⁻¹ para certos corantes amarelos e 21,5 ug.mL⁻¹ para vermelhos, evidenciando a alta variabilidade do potencial deletério dessas substâncias (Markandeya; Mohan; Shukla, 2022).

Além dos riscos de carcinogenicidade e toxicidade aguda, a integridade genética e o desenvolvimento embrionário também são comprometidos. Pesquisas demonstram que análogos azo de corantes cianina atuam como fortes agentes mutagênicos, sendo capazes de

induzir danos cromossômicos (Abdou *et al.*, 1987 *apud* Markandeya; Mohan; Shukla, 2022). Paralelamente, a teratogenicidade foi confirmada em estudos com camundongos, onde a administração de corantes como a 2-nitro-p-fenilenodiamina resultou em um aumento significativo de fetos malformados e redução do peso fetal, caracterizando toxicidade embrionária (Marks *et al.*, 1981).

Por fim, efeitos alérgicos e sistêmicos compõem o quadro toxicológico. Embora muitos corantes azoicos sejam inertes em sua forma polimérica, seus produtos de degradação possuem alto potencial alergênico, sendo os corantes dispersos frequentemente associados a dermatites de contato (Malunauskiene *et al.*, 2013). A suscetibilidade a esses compostos pode variar biologicamente, como mencionado por Sontag (1981) *apud* Markandeya; Mohan; Shukla (2022) que observou que fêmeas de camundongos apresentaram maior vulnerabilidade aos efeitos carcinogênicos de benzenodiaminas do que machos. Em ambientes ocupacionais, a exposição direta a substâncias como a p-fenilenodiamina exige rigoroso controle, visto que o contato sem proteção adequada pode acarretar danos severos, incluindo a perda da visão.

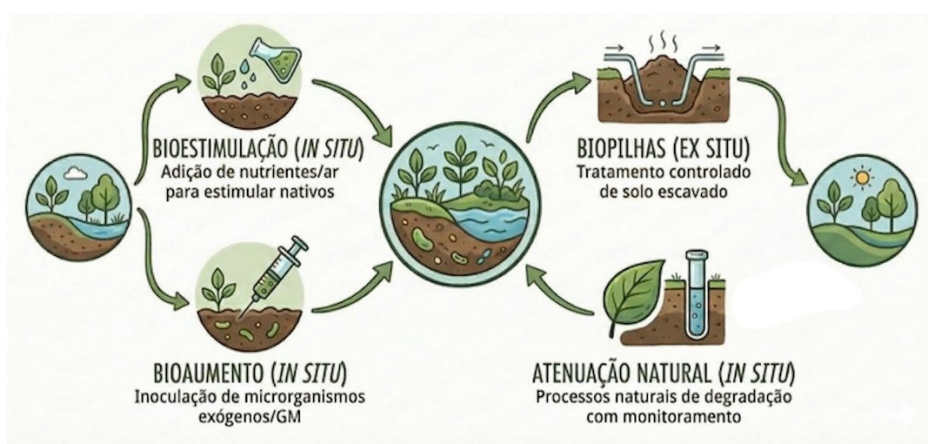
3.4 Métodos de biorremediação

A biorremediação é um processo cada vez mais explorado por pesquisadores, por se tratar de uma ferramenta que utiliza de fontes biológicas para tratar meios poluídos (Bhowmick *et al.*, 2024), altamente eficiente, ecológica e de baixo custo (Sonune; Garode, 2018). Por definição, a biorremediação pode ser utilizada para tratar água, solo e material subterrâneo que sofreu contaminação, de forma a alterar as condições ambientais para estimular o crescimento de agentes biológicos para degradar por completo, eliminando a toxicidade e fazendo com que as moléculas tratadas voltem para o ciclo biogeoquímico, ou minimizar para quantidades que sejam adequadas em termos de legislação, ou até mesmo tirar a sua toxicidade (Vidali, 2001, Etuk; Etuk; Oboh; 2024). Essa biotecnologia pode ser usada tanto com plantas, chamada de fitorremediação, quanto com microrganismos. Entretanto, com plantas, o tempo gasto é maior, pois elas precisam de crescer e não podem ser manipuladas com a mesma facilidade que os microrganismos (Ayilara; Babalola, 2023, Etuk; Etuk; Oboh; 2024).

Os microrganismos constituem “ferramentas” altamente eficientes para fazer esse trabalho de forma única e importante para o equilíbrio ecológico. Os fungos, bactérias e algas possuem grande destaque por serem capazes de fazer a descontaminação dos poluentes de

forma econômica e relativamente simples (Ayilara; Babalola, 2023, Bhowmick *et al.*, 2024). Para que esse processo seja alcançado, existem diversos tipos de técnicas de tratamento nos processos de biorremediação, em todos estes exigindo uma análise minuciosa para compreender o espectro de microrganismos que são capazes de atuar naquele determinado ecossistema. Os métodos *in situ*, dentro do próprio ecossistema, e *ex situ*, retirado do ambiente natural, mais comuns são a bioestimulação, atenuação natural, bioaumento, bioventilação e biopilhas (Figura 6) (Vidali, 2001, Bhowmick *et al.*, 2024; Dinakarkumar *et al.*, 2024).

Figura 6. Principais estratégias de biorremediação.



Fonte: Adaptado de Bhowmick *et al.* (2024), com auxílio da ferramenta de IA Gemini Pro 3.

A bioestimulação consiste na modificação intencional do ambiente para favorecer o crescimento dos microrganismos nativos. Geralmente, isso é alcançado por meio da adição de nutrientes limitantes, como fertilizantes, hormônios de crescimento, nutrientes como fósforo e potássio, ajuste de pH ou correção da umidade, acelerando as taxas metabólicas de comunidades fúngicas e bacterianas. Esse método envolve o fornecimento de nutrientes como ferramenta de suporte aos microrganismos locais, de forma que mesmo em concentrações mínimas de poluentes já é possível obter respostas de estímulos, ativando operons responsáveis por enzimas de biorremediação (Bhowmick *et al.*, 2024).

A atenuação natural, também conhecida por “bioatenuação”, refere-se ao processo passivo onde se confia na capacidade intrínseca da microbiota nativa para degradar os poluentes ao longo do tempo, exigindo apenas monitoramento constante para garantir que a contaminação não se expanda. Nesse sentido, envolve a redução das concentrações de poluentes no ambiente, por meio de processos biológicos, como a biodegradação aeróbica e anaeróbica, adsorção por

plantas e animais, fenômenos físicos, como por exemplo dispersão e difusão, e reações químicas, como é o caso das trocas iônicas. A principal desvantagem dessa técnica é demora para resultado sendo então uma estratégia para biorremediação ser ampliada usando a bioestimulação, já discutida, ou o bioaumento (Bhowmick *et al.*, 2024).

O bioaumento é um dos mecanismos de biodegradação, sendo uma estratégia central para o tratamento de efluentes recalcitrantes, pois envolve a inoculação de cepas microbianas exógenas ou geneticamente modificadas que possuem capacidade catabólica superior à da microbiota local para quebrar compostos complexos. Então, para acelerar o crescimento dessas populações de microrganismos nativos aumentar e aumentar a degradação, aqueles microrganismos que preferem consumir contaminantes no local são aumentados rapidamente. Esses são coletados do local de remediação, cultivados isolados dos demais, modificados geneticamente e após reintroduzidos novamente no ambiente contaminado (Bhowmick *et al.*, 2024).

A escolha de seleção desses microrganismos para o bioaumento se baseia em critérios importantes: é preciso que esses microrganismos tenham sistemas enzimáticos capazes de degradar ou realizar a transformação dos contaminantes-alvo. É necessário que os selecionados tenham a capacidade de sobrevivência e realize suas atividades metabólicas de forma plena na presença de altas concentrações de contaminantes. Devem possuir adaptação ou serem capazes de adaptar às condições do local, apesar da contaminação. Esses microrganismos devem se reproduzir rapidamente para colonizarem o ambiente contaminado e realizarem o bioaumento com êxito. Além desses critérios, deve-se atentar a não patogenicidade para humanos, animais e plantas, evitando perturbações ecológicas e riscos à saúde (Bhowmick *et al.*, 2024).

A engenharia genética é uma ferramenta biotecnológica em que o DNA de um organismo será modificado para expressar determinadas características de interesse. Esse processo pode envolver parâmetros como adição, remoção ou modificação de genes específicos dentro do genoma do organismo em questão (Bhowmick *et al.*, 2024; Sharma *et al.*, 2024). Um microrganismo que passou por modificação genética é aquele que possui em seu material genético alterações por meio dessa ferramenta, seja de forma natural ou artificial entre microrganismos. Essa técnica é frequentemente conhecida como tecnologia do DNA recombinante, a qual aprimorou a utilização e a remoção eficiente de resíduos tóxicos em laboratórios controlados. Atualmente, é possível realizar a introdução de genes específicos a fim de obter enzimas específicas e desejadas capazes de degradar diversos poluentes (Bhowmick *et al.*, 2024).

Os organismos geneticamente modificados (OGMs) podem ser explorados em quatro principais estratégias sendo: (a) a alteração da especificidade e afinidade enzimática, (b) a construção e regulação de vias metabólicas, (c) o desenvolvimento, monitoramento e controle de bioprocessos relacionados e (d) emprego de biossensores de afinidade para detecção química, reduzir a toxicidade e analisar os resultados (Bhowmick *et al.*, 2024).

Para a utilização de OGMs na biorremediação, algumas questões éticas e regulatórias são levantadas como preocupações, como o impacto ambiental que pode ser gerado a longo prazo com a inserção das OGMs no meio ambiente, por serem ainda incertas, o que podem causar o aumento da perturbação de ecossistemas naturais, ou mesmo contribuindo para a dispersão de genes modificados em populações selvagens. Adicionalmente questões morais são levantadas quando se trata de alterar o material genético dos organismos, o que é considerado como antinatural ou interferência humana excessiva nos processos naturais (Bhowmick *et al.*, 2024).

Além disso, questões voltadas para o monitoramento e controle são necessárias e envolvem observar sua longevidade, a dinâmica após a transferência de genes e repercussões ecológicas, em conformidade com as leis nacionais e internacionais, passando, inclusive, pelos órgãos regulamentadores e responsabilidades e prestações de contas (Bhowmick *et al.*, 2024). Nesse sentido, as maiores desvantagens associadas aos OGMs norteando projetos de biorremediação correspondem a diversos aspectos ecológicos, regulatórios, sociais e técnicos (Bhowmick *et al.*, 2024).

A bioventilação representa o tratamento *in situ* mais comumente utilizado e envolve o fornecimento de ar e nutrientes aos solos contaminados objetivando estimular bactérias indígenas (Vidali, 2001). A técnica estimula a degradação aeróbia através da injeção controlada de fluxo de ar oxigênio no solo ou no meio contaminado, vital para microrganismos que usam o oxigênio como aceptor final de elétrons (Ferreira, 2020). O oxigênio é introduzido principalmente pela injeção direta do ar, por meio de sistemas de poços. Buscando um melhor entendimento da abordagem, em 2011, Sui e Li propuseram um estudo de modelagem para verificar os efeitos da volatilização e da biorremediação de solos contaminados com Tolueno. Os autores demonstraram que, quando o ar é suficiente para suprir a demanda de oxigênio na biodegradação, taxas de injeção mais altas não aumentarão a taxa de biodegradação nem a eficiência total de remoção do poluente. Uma vazão menor é mais apropriada nos estágios finais do processo de bioaeração para minimizar a emissão de contaminantes para a atmosfera. Dessa forma, essa prática causa efeitos consideráveis na atividade microbiológica, como o aumento

da degradação aeróbica, aumento da diversidade microbiana e redução das condições anaeróbicas (Bhowmick *et al.*, 2024).

O processo de biopilhas, é um método controlado onde o solo ou lodo contaminado com hidrocarbonetos (Bhowmick *et al.*, 2024) é escavado e disposto em pilhas, ou também chamado de biocélulas, nas quais se promove a aeração, irrigação e adição de nutrientes para estimular a atividade microbiana aeróbica e a decomposição dos contaminantes orgânicos (Ferreira, 2020). Segundo Vidali (2001), trata-se de uma abordagem híbrida entre os métodos “landfarming” e compostagem. Nessa técnica, a atividade microbiana é intensificada pela respiração microbiológica, gerando um aumento considerável na degradação de poluentes, principalmente para contaminações por petróleo, conforme abordado na revisão de Bhowmick *et al.* (2024).

Nesses processos, algumas etapas são fundamentais para entender melhor a técnica, como a decomposição, eliminação, modificação, imobilização ou desintoxicação de resíduos químicos e físicos no ambiente. Elas são alcançadas por meio dos microrganismos e suas ações metabólicas, pois suas vias enzimáticas desempenham papéis de biocatalisadores, ou seja, colaboram diretamente com o desempenho das reações bioquímicas que atuam um papel fundamental na decomposição do poluente (Bhowmick *et al.*, 2024).

A remoção de poluentes não ocorre por uma via única, mas através de processos distintos e complementares: biodegradação, biosorção, bioacumulação e biomineralização. A biodegradação atua como mecanismo metabólico onde compostos orgânicos, como hidrocarbonetos e pesticidas, são utilizados como fonte de carbono e energia, levando idealmente à sua mineralização completa. Paralelamente, a biosorção e a bioacumulação mostram-se vitais para a remediação de metais pesados, onde a parede celular microbiana atua como uma matriz de troca iônica ou complexação, imobilizando toxinas e impedindo sua lixiviação no ambiente (Bhowmick *et al.*, 2024; Nagraj *et al.*, 2025). A biossorção é descrita como a capacidade da biomassa fúngica, seja ela viva ou morta, de concentrar poluentes em sua estrutura celular. Nesse sentido, a parede celular dos fungos, a qual é rica em quitina, quitosana e glucanas, possui diversos grupos funcionais, como carboxila, amina e hidroxila, os quais atuam como sítios de ligação para os corantes catiônicos e aniônicos. A adsorção física seguida de degradação enzimática é apresentada como a grande vantagem competitiva dos fungos sobre outros microrganismos biorremediadores (Nagraj *et al.*, 2025).

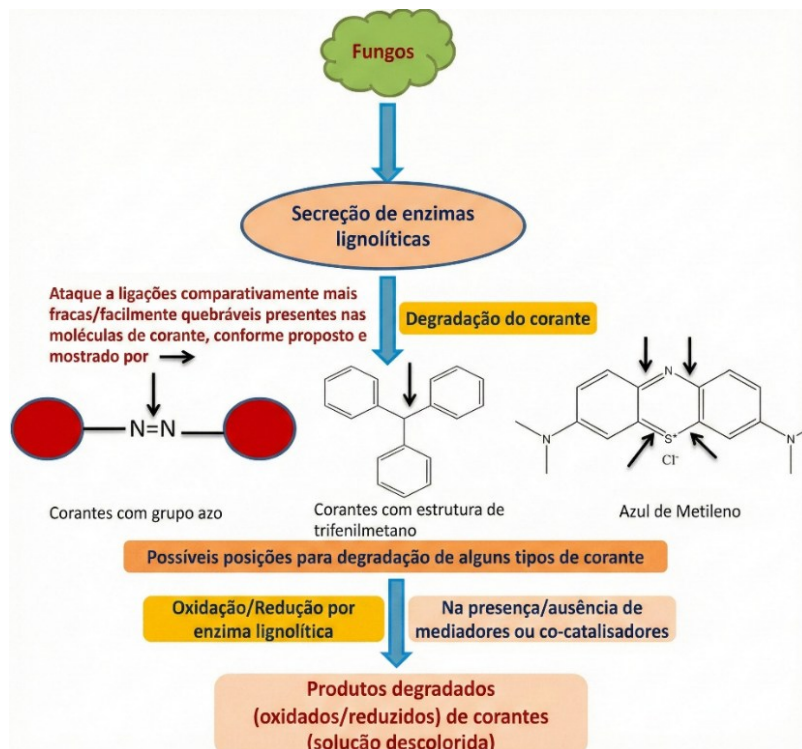
3.5 Microrganismos biorremediadores

Embora as bactérias, como os gêneros *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Achromobacter*, sejam amplamente citadas devido à sua rápida taxa de crescimento e adaptabilidade genética via plasmídeos, é importante ressaltar o papel crucial dos fungos na degradação de compostos recalcitrantes. Gêneros fúngicos como *Aspergillus*, *Penicillium* e, notadamente, os fungos da podridão branca, como *Trametes versicolor*, são evidenciados pela produção de enzimas extracelulares, como exemplos as lacases e peroxidases, as quais são capazes de clivar estruturas complexas, uma característica de particular relevância para o tratamento de efluentes industriais com alta carga orgânica (Bhowmick *et al.*, 2024).

As bactérias possuem diversas estratégias para realizarem a biodegradação desses resíduos, envolvendo a interação entre a biomassa celular viva e morta e os corantes têxteis. Dessa forma, por meio de suas enzimas, lacases, as quais são azorredutases, podem clivar as ligações azo, a qual é uma medida fundamental na biorremediação (Dutta *et al.*, 2024). Nesse mesmo sentido, as “*Archaeas*” podem fazer a síntese de extremo enzimas que atuam em condições extremas, as quais são excelentes ferramentas para mecanismos de biorremediação, uma vez que podem levar a biodegradação dos corantes com alto estresse físico-químico, com pH e temperaturas elevados (Dutta *et al.*, 2024).

A eficiência dos fungos na remediação de efluentes têxteis é atribuída à sua versatilidade metabólica única, que permite a atuação através de dois mecanismos principais e frequentemente simultâneos, sendo a biodegradação enzimática e a bioissorção. Conforme destacado na revisão de Nagraj *et al.* (2025), os fungos distinguem-se de outros microrganismos pela capacidade de secretar um eficiente complexo de enzimas extracelulares. Essa característica é fundamental, pois permite a quebra de polímeros complexos e recalcitrantes, como os corantes sintéticos, no próprio meio externo, sem a necessidade obrigatória de internalização da molécula tóxica pela célula. Nesse mesmo estudo, o diagrama apresentado pelos autores (**Figura 7**) ilustra o processo de biodegradação de corantes por fungos, especificadamente por meio da secreção de enzimas lignolíticas, as quais serão discutidas com mais ênfase posteriormente neste trabalho.

Figura 7. Possível mecanismo envolvido na degradação de diferentes moléculas de corante.



Fonte: Adaptado de Nagraj *et al.*, 2025.

Analizando a figura, é possível compreender que a abordagem trazida pelos autores propõe um mecanismo onde possa haver a degradação desses corantes. Então, os fungos irão secretar as enzimas lignolíticas, as quais irão atacar as ligações fracas em moléculas de corantes. Esse processo resultará na degradação por meio de reação de oxidorredução dos corantes, levando à descoloração. É possível que mediadores ou co-catalisadores estejam envolvidos no processo.

Concomitantemente à atividade enzimática, a biomassa fúngica atua como um potente adsorvente biológico. A estrutura da parede celular dos fungos é rica em polissacarídeos como quitina, quitosana e glucanos, que conferem uma elevada densidade de grupos funcionais ativos, incluindo carboxilas, aminas, hidroxilas e fosfatos (Nagraj *et al.*, 2025). Esses grupos interagem eletrostaticamente com as moléculas de corante presentes no efluente, promovendo sua remoção rápida da fase aquosa através da bioadsorção. Este mecanismo físico-químico é eficaz tanto em culturas vivas quanto em biomassa inativa, oferecendo uma camada adicional de tratamento que pode reter poluentes que escaparam à degradação enzimática inicial (Nagraj *et al.*, 2025).

As leveduras, por exemplo, com destaque para a *Saccharomyces cerevisiae*, têm sido amplamente investigadas devido à sua segurança e facilidade de cultivo. O principal mecanismo

de atuação desses organismos envolve a ação de enzimas oxidoredutases, especificamente as azoredutases (Periyasamy, 2025). Segundo Danouche *et al.* (2021), essas enzimas catalisam a clivagem das ligações azo, transformando corantes complexos em aminas menos tóxicas.

Periyasamy (2025) destacou em sua revisão o trabalho de Jadhav *et al.* (2007), no qual *Saccharomyces cerevisiae*, cepa MTCC 463, demonstrou capacidade de remover até 90% do corante Vermelho de Metila. Outros gêneros apresentam desempenhos ainda mais expressivos: *Candida krusei* atingiu 100% de remoção para o Violeta Básico 3 (Deivasigamani; Das, 2011), enquanto a *Candida tropicalis* variou entre 30% e 99% na remoção do Preto Reativo 5 (Yang *et al.*, 2003). Além da degradação enzimática, processos de adsorção também são relevantes, como observado em *Candida lipolytica*, que demonstrou uma capacidade de remoção de até 250 mg/g para o corante *Reactive Remazol Blue* (Aksu, Donamez, 2003).

Diferentemente das leveduras unicelulares, os fungos filamentosos possuem o micélio como uma vantagem estrutural significativa (Nagraj *et al.*, 2025). A estrutura das hifas proporciona uma elevada relação superfície-volume, o que potencializa tanto as interações físicas com o ambiente quanto a secreção de catalisadores enzimáticos extracelulares (Banat *et al.*, 1996). Entre os fungos filamentosos, o gênero *Aspergillus* demonstra alta versatilidade. Estudos indicam que o *Aspergillus niger* pode remover 98% do Vermelho Ácido 3BN e 94,7% do Vermelho Brilhante Reativo, atuando tanto por bioadsorção quanto por biodegradação (Wang *et al.*, 2012). Outro destaque é o gênero *Trichoderma*, com espécies capazes de atingir 100% de remoção para corantes como o Vermelho Brilhante Ácido (Xin *et al.*, 2012). A combinação de bioadsorção, facilitada pela biomassa fúngica, e a degradação enzimática por lacases e peroxidases, torna esses organismos ferramentas robustas para o tratamento de efluentes complexos e recalcitrantes (Periyasamy, 2025).

Os fungos de podridão branca (*White-Rot Fungi* - WRF) são agentes promissores para a remediação de efluentes têxteis, uma vez que eles possuem capacidade evolutiva de degradar a lignina, um biopolímero vegetal complexo e recalcitrante (Vidali, 2001, Herath *et al.*, 2023). Devido a semelhança estrutural entre os polímeros de lignina e as moléculas aromáticas dos corantes sintéticos, conforme proposto na **Figura 7**, o sistema metabólico desses fungos não distingue entre o material natural e poluente, degradando ambos com alta eficiência por meio de um mecanismo oxidativo não-específico, o que lhes permite atuar sobre uma vasta gama de classes químicas de corantes, sem a necessidade de aclimação prévia (Herath *et al.*, 2023).

A eficácia operacional dos WRF, conforme detalhado por Herath *et al.* (2023), baseia-se na secreção de um arsenal de enzimas extracelulares inespecíficas, composto principalmente por Lignina Peroxidase (LiP), Manganês Peroxidase (MnP) e Lacases. Diferentemente das bactérias, que frequentemente necessitam internalizar o poluente para degradá-lo, arriscando intoxicação celular, esses fungos liberam suas enzimas no meio externo, iniciando a quebra das ligações cromóforas fora da célula. Esta estratégia não apenas descolore o efluente, mas promove a efetiva mineralização dos compostos em água e dióxido de carbono, evitando o acúmulo de lodo tóxico secundário, um gargalo comum aos métodos físico-químicos convencionais (Herath *et al.*, 2023).

A eficiência desses processos não depende exclusivamente da capacidade genética do microrganismo, mas também do controle rigoroso de parâmetros ambientais. Fatores como a temperatura, disponibilidade de oxigênio dissolvido e a relação Carbono/Nitrogênio (C:N) são determinantes para a manutenção do metabolismo e indução da produção enzimática (Dutta *et al.*, 2024). Nagraj *et al.* (2025) destacam ainda que estratégias operacionais avançadas, como o uso de consórcios microbianos, onde diferentes espécies atuam de forma sinérgica, e a técnica de imobilização celular em suportes sólidos, oferecem vantagens significativas sobre o uso de culturas livres, conferindo maior estabilidade ao sistema e protegendo a biomassa contra choques tóxicos do efluente.

Mian *et al.* (2024) realizaram diversos estudos baseados em métodos físico-químicos convencionais, os quais podem causar geração excessiva de lodo tóxico, entendem que os fungos pertencentes aos gêneros *Aspergillus* e *Penicillium* podem não apenas serem usados como uma alternativa, mas como agentes biológicos superiores devido à sua robusta maquinaria enzimática e capacidade de adaptação a ambientes complexos. Especialmente os fungos de podridão branca possuem alto potencial biorremediador, pois a sua produção de enzimas ligninolíticas extracelulares não específicas é alta (Herath *et al.*, 2024).

Conforme Nagraj *et al.*, (2025), as três principais enzimas mais utilizadas nesses processos são a lignina peroxidase e manganês peroxidase, produzidas em grande quantidade por *Phanerochaete chrysosporium*, e a própria lacase, produzida em larga escala por *Corioloropsis byrina*. Diferente das peroxidases, que dependem de peróxido de hidrogênio como cofator, as lacases utilizam oxigênio molecular para oxidar uma vasta gama de compostos aromáticos, incluindo os corantes azo, antraquinona e ftalocianina, tornando o processo mais estável e menos dependente de aditivos químicos caros (Nagraj *et al.*, 2024).

Algumas discussões sobre biorremediação ao focar no potencial inexplorado dos fungos de origem marinha argumentam que, embora os fungos terrestres sejam amplamente estudados, eles frequentemente falham em condições industriais reais, especialmente na presença de alta salinidade e flutuações extremas de pH. Nesse contexto, os microrganismos isolados de ecossistemas marinhos emergem como candidatos superiores devido à sua adaptação evolutiva a ambientes estressantes e halofílicos (Sarkhel; Saha; Mandal, 2026).

Efluentes da Indústria Têxtil são notoriamente ricos em sais utilizados na fixação de corantes. Enquanto a alta pressão osmótica desidrataria e inativaria células de fungos convencionais, as cepas marinhas, destacando-se gêneros como *Aspergillus*, *Penicillium*, *Trichoderma* e *Cladosporium* adaptados, possuem mecanismos de osmorregulação que permitem não apenas a sobrevivência, mas a manutenção da atividade metabólica na presença de poluentes. Esses fungos apresentam características bioquímicas distintas, sendo mais estáveis em pH alcalino e na presença de íons metálicos, condições típicas da água do mar e, por coincidência, dos efluentes de tingimento (Paula *et al.*, 2022).

Existem algumas cepas marinhas, como *Microsphaeropsis arundinis* e *Trametes villosa*, que já se mostraram interessantes para o uso na biorremediação de efluentes contaminados com esses corantes. São fungos adaptados para crescer normalmente e ainda continuar com seu metabolismo ativo na produção de enzimas, mesmo em meios distintos do convencional. Estudos mostram que até mesmo em áreas de mangue existem essas cepas, as quais vivem em concentrações de NaCl que não poderiam ser toleradas por outros microrganismos, como o fungo *Pestalotiopsis sp.* (Paula *et al.*, 2022). Paula *et al.* (2022) contribuíram em suas análises que esses fungos dos mangues, por exemplo, são fortes candidatos para diversas aplicações biotecnológicas, incluindo tratamento de efluentes têxteis. O desenvolvimento do micélio de muitas das cepas isoladas pelos autores diminuiu com o aumento da concentração de NaCl no meio de cultura, porém, não foram completamente inibidos, fato comprobatório da sua tolerância à salinidade. Os fungos conseguiram tolerar a uma concentração de 50 g.L⁻¹ de cloreto de sódio no meio de cultura, apontando para halofilia adaptativa (Paula *et al.*, 2022).

Corroborando com os achados acima, *Ascomycetes* marinhos isolados de esponja-do-mar (*Drarmacidon reticulatum*), pertencentes principalmente aos gêneros *Penicillium* e *Trichoderma* provavelmente possuem adaptação às condições salinas da água do mar, o que faz diversos pesquisadores presumirem que o ambiente pode ter influência direta na ativação de vias metabólicas diferentes, fundamentais para a síntese de enzimas vitais para a adaptação no meio (Passarini *et al.*, 2013). Esse relato reforça que fungos isolados de mangue, um “hotspot”

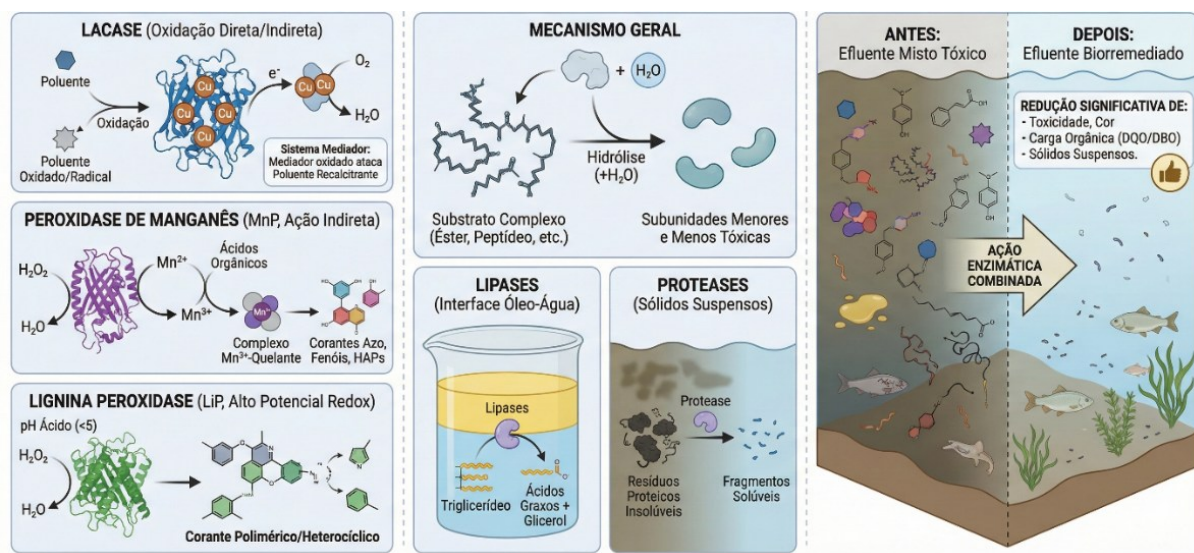
da biodiversidade, podem ser ferramentas biotecnológicas poderosas para o tratamento de resíduos contaminados com os corantes têxteis (Paula *et al.*, 2022).

3.6 Mecanismos enzimáticos

A biorremediação possui uma grande eficácia no tratamento de efluentes têxteis não somente pela presença da biomassa fúngica, mas também pela atividade catalítica precisa de suas enzimas extracelulares. Tais propriedades inerentes aos fungos desempenham um papel fundamental nos processos de biorremediação, favorecendo a degradação, transformação e desintoxicação dos contaminantes no ambiente (Bittencourt *et al.*, 2023; Malviya *et al.*, 2025). A degradação de poluentes recalcitrantes é mediada, principalmente, por oxidorreduases, oxigenases, hidrolases e peroxidases, cujos mecanismos de ação são intrinsecamente dependentes de condições ambientais específicas, como pH, temperatura e disponibilidade de cofatores (Feng *et al.*, 2025). Algumas enzimas, após sofrerem sua aplicação no meio já contaminado com o, são capazes de reduzir a energia de ativação da reação e aumentar a taxa de biodegradação por meio da catálise (Malviya *et al.*, 2025).

O principal arsenal bioquímico envolvido nesse processo é composto por enzimas ligninolíticas inespecíficas, com destaque para as lacases, lignina peroxidases (LiP) e manganês peroxidases (MnP), conforme pode ser sumarizado na **Figura 8**.

Figura 8. Mecanismos enzimáticos das lacases, MnP, LiP, hidrolases e seus efeitos no ambiente aquático após a biorremediação.

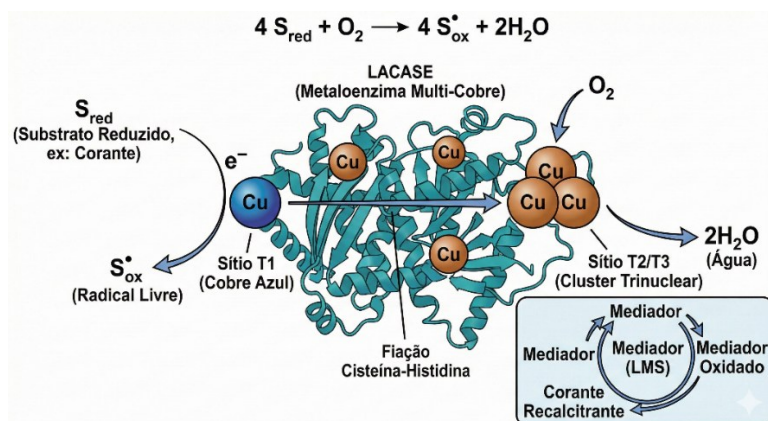


Fonte: Própria autora, com auxílio da ferramenta de IA Gemini Pro 3.

Segundo Nagraj *et al.* (2025), as lacases desempenham um papel central por catalisarem a oxidação de compostos fenólicos e não fenólicos acoplada à redução do oxigênio molecular em água. A vantagem operacional das lacases reside na sua independência de cofatores como o peróxido de hidrogênio, o que facilita sua aplicação em sistemas de tratamento. Já as peroxidases, LiP e MnP, atuam através de ciclos oxidativos que geram radicais livres, capazes de desestabilizar as ligações químicas dos cromóforos, levando à fragmentação e eventual mineralização dos corantes.

Entre as enzimas mais promissoras, conforme o estudo realizado por Abioye *et al.* (2025) as lacases possuem destaque por seu mecanismo oxidativo, baseado em centros de cobre. A enzima é produzida por diversos microrganismos, incluindo a bactéria *Bacillus subtilis* e o fungo *Aspergillus niger*, ambos amplamente usados em estudos de aplicação ambiental. A *B. subtilis* é uma bactéria Gram-positiva que possui morfologia de bastonete, produz também proteases, amilases e celulasas, além das próprias lacases. *A. niger*, fungo filamentoso, produz também enzimas diversas, incluindo pectinases, proteases e lipases, todas muito usadas na produção do ácido cítrico (Abioye *et al.*, 2025). A catálise começa no sítio T1 onde o substrato poluente é oxidado, transferindo elétrons para o sítio trinuclear T2/T3, onde o oxigênio molecular é reduzido a água. A maior vantagem operacional dessas enzimas é que o uso de oxigênio como aceptor final de elétrons, formando H₂O, dispensa a adição de oxidantes químicos perigosos (Feng *et al.*, 2025), conforme ilustrado na **Figura 8** e na **Figura 9**.

Figura 9. Mecanismo catalítico das lacases.



Fonte: Própria autora, com auxílio da ferramenta de IA Gemini Pro 3

A viabilidade industrial das lacases reside em sua estabilidade operacional, um parâmetro intrinsecamente governado pelo pH e temperatura do meio reacional. Feng *et al.* (2025) demonstraram em seu trabalho o experimento de Zhu *et al.*, (2020) em que a lacase imobilizada de *Trametes versicolor* atinge eficiência máxima de remoção (97%) para o corante Vermelho Congo em condições de pH neutro (7,0) e temperatura de 35°C. Os autores alertam que variações fora dessa faixa ótima podem induzir alterações conformacionais no sítio ativo ou modificar o estado de oxidação dos átomos de cobre, reduzindo drasticamente a taxa de degradação (Feng *et al.*, 2025).

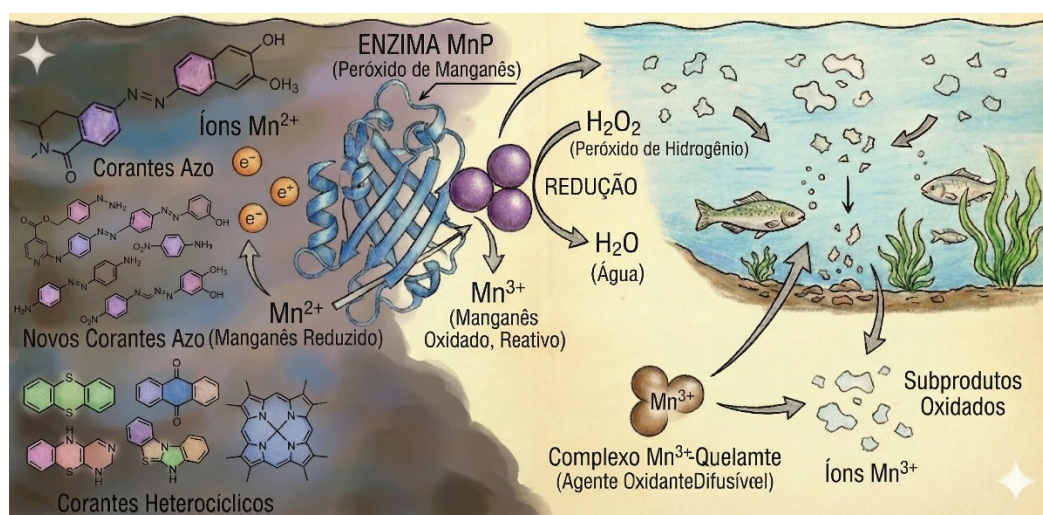
Adicionalmente à exploração de catalisadores produzidos por fungos do grupo dos Basidiomycota, Abioye *et al.* (2025) compararam o potencial de descoloração de efluentes têxteis por lacases produzidas pelo fungo filamentoso *Aspergillus niger* e pela bactéria *Bacillus subtilis*. Neste experimento, os autores demonstraram os maiores valores de atividade enzimática sob condições controladas de 30°C e pH entre 5,0 e 6,0, respectivamente. Contudo, destaca-se que a enzima de origem bacteriana (*B. subtilis*) apresentou desempenho superior nos ensaios. Esses resultados evidenciam um padrão de estabilidade operacional dessas oxidases em faixas de pH levemente ácido a neutro, corroborando sua aplicabilidade em processos de biorremediação. Além de que a lacase gerada por ambos os microrganismos, principalmente em concentrações (volumes de 10 a 30 mL), obteve-se maior eficácia para descoloração do efluente têxtil em questão, revelando o potencial dessa tecnologia em tratamento de águas residuais.

Explorando ainda mais os mecanismos catalíticos das oxidorreduções, MnP e LiP atuam por meio de um ciclo catalítico diferente onde o poluente atua como doador e o oxigênio, ou

peróxido, comoceptor, dependente do grupo heme e da presença de peróxido de hidrogênio (Bittencourt *et al.*, 2023). No mecanismo proposto para as peroxidases envolve diretamente a formação de intermediários oxidados instáveis que irão retirar os elétrons dos corantes. Apesar de serem muito eficientes em seu processo de quebra das estruturas aromáticas complexas, a aplicação industrial dessas enzimas enfrenta o desafio do controle da dosagem de peróxido de hidrogênio. Estudos alertam que concentrações altas podem inativar irreversivelmente a enzima, enquanto concentrações insuficientes limitam a reação desejada (Feng *et al.*, 2025).

A Manganês Peroxidase é uma ferramenta biocatalítica de alta eficiência, pois diferente de outras peroxidases que interagem diretamente com o substrato orgânico, a MnP atua diretamente catalisando a oxidação de íons de manganês reduzido (Mn^{2+}) para manganês oxidado (Mn^{3+}) às custas de peróxido de hidrogênio. O íon Mn^{3+} gerado é altamente reativo, mas instável, sendo estabilizado por quelantes de ácidos orgânicos que são secretados pelos fungos. Este complexo atua como agente oxidante difusível de baixo peso molecular, capaz de penetrar profundamente em matrizes complexas de efluentes e oxidar compostos fenólicos e não-fenólicos, incluindo os corantes azo recalcitrantes, cloro-fenóis e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (**Figura 8 e Figura 10**) (Bilal *et al.*, 2023).

Figura 10. Mecanismo catalítico da MnP.

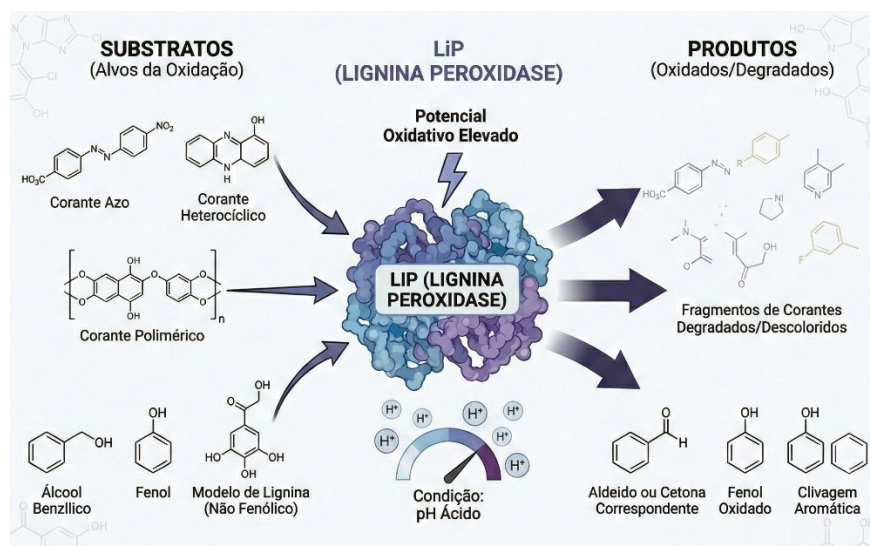


Fonte: Própria autora, com auxílio da ferramenta de IA Gemini PRO 3.

Vale ressaltar que a LiP (**Figura 11**) demonstra um potencial redox elevado, sendo capaz de atuar em pH ácido para oxidar os corantes azo, heterocíclicos e polimérico (Parshetti *et al.*, 2012; Bittencourt *et al.*, 2023). As reações que são catalisadas por essa enzima incluem a

oxidação de álcoois benzílicos a aldeídos ou cetonas correspondentes, a oxidação de fenol e a clivagem aromática de compostos não fenólicos de modelos de lignina (Kersten; Cullen, 2007).

Figura 11. Mecanismo catalítico da LiP.



Fonte: Própria autora, com auxílio da ferramenta de IA Gemini Pro 3.

Nessa mesma análise, as hidrolases agem por meio da clivagem de ligações químicas específicas, como ésteres, e as proteases que atuam em ligações peptídicas (**Figura 8**) (Bittencourt *et al.*, 2023). As hidrolases facilitam a clivagem de ligações carbono-carbono, carbono-oxigênio, carbono-nitrogênio, enxofre-enxofre, enxofre-nitrogênio, enxofre-fósforo, carbono-fósforo e outras pela água, além de também catalisarem diversas reações relacionadas, incluindo reações alcoólicas e condensações (Bhandari *et al.*, 2021). Sua ação ocorre devido a adição de uma molécula de água, convertendo moléculas tóxicas complexas em subunidades menores e menos nocivas (Bittencourt *et al.*, 2023).

As proteases são enzimas pertencentes à família das hidrolases, ou seja, catalisam a quebra de ligações peptídicas das proteínas (**Figura 8**). Microrganismos como *Bacillus* sp., *Aspergillus* sp. e *Amycolatopsis* sp são produtores dessas enzimas e podem ser usados de modelo para isolar a mesma. É característica dessa família, o baixo custo de obtenção, alta produtividade e eficiência catalítica. As proteases possuem a capacidade de degradar ligações α -éster, ligações β -éster e ligações γ - ω , podendo, portanto, serem usadas em biorremediação para a degradação de polímeros dentro do tratamento de efluente (Bhandari *et al.*, 2021). Em uma recente abordagem, Gahatraj *et al.* (2024) demonstraram a biorremediação

de resíduos de penas de abatedouros de aves, instalados da região Nordeste da Índia, por isolado fúngico queratinolítico *Aspergillus* sp Iro-1. Os autores verificaram a degradação eficaz das penas por método de perda de peso, e deformações estruturais nas penas foram visualizadas por meio de microscopia eletrônica de varredura.

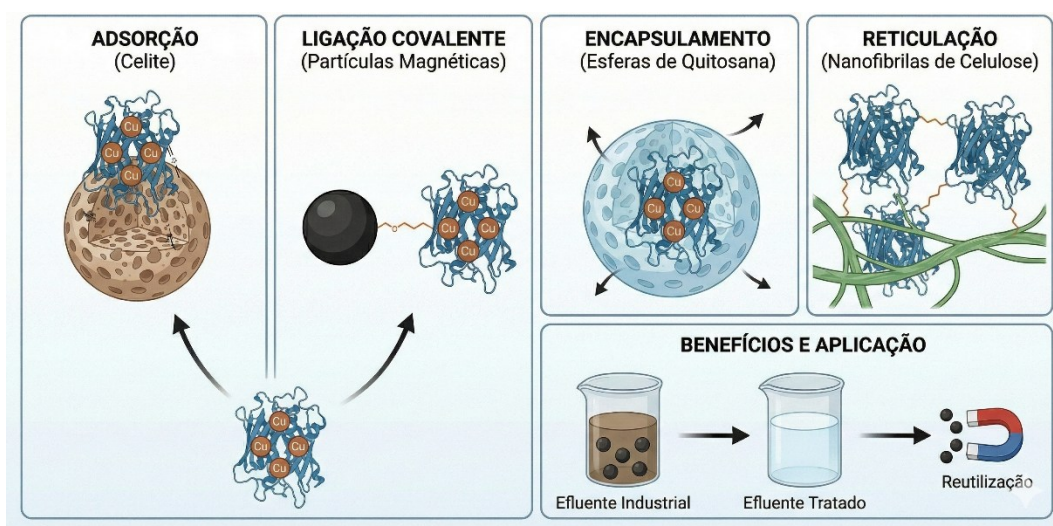
Este grupo é particularmente relevante para efluentes mistos; as lipases, por exemplo, operam na interface lipídio-água hidrolisando triglicerídeos (**Figura 8**) (Bittencourt *et al.*, 2023). Essas enzimas são esterases (Ali *et al.*, 2023) pertencentes à classe da serina hidrolases, e em suas ações catalíticas, desempenha funções de hidrólise de ligação éster de triglicerídeos em ácidos graxos e glicerol (Bhandari *et al.*, 2021). Elas são versáteis e trazem uma série de reações de bioconversão, incluindo a característica de atuarem na interface entre as fases aquosa e não aquosa, o que a diferencia de todas as outras esterases. Outras características únicas das lipases, incluem a sua especificidade, tolerância a flutuações de pH e temperatura, ativas sem cofatores dentre outras. Os microrganismos mais frequentemente utilizados para a produção de lipase incluem *Penicillium* sp., *Candida rugosa*, *Aspergillus niger*, *Rhizopus* sp. e *Pseudomonas* sp (Ali *et al.*, 2023). Como exemplo de lipases aplicadas à biorremediação, destaca-se os estudos de Safdar *et al.* (2025) que avaliaram a eficácia de degradação de resíduos de óleos em águas residuais de cozinhas. Neste trabalho, os autores testaram lipases produzidas por *Aspergillus niger* (MG654699.1), *Candida albicans* (ATCC10231), and *Aspergillus sclerotigenum* (MK732096.1), as quais promoveram a degradação de óleos contidos nas águas residuais, confirmando o potencial de biorremediação desta classe de hidrolases.

3.6.1 Abordagens enzimáticas para a biorremediação de corantes – Imobilização enzimática

Para diminuir as limitações operacionais que podem ocorrer e instabilidade das enzimas livres frente a mudanças de pH e temperatura, algumas estratégias são usadas para tornar esses sistemas enzimáticos mais estáveis. Então, a aplicação de enzimas livres enfrenta diversas barreiras econômicas e de estabilidade. Então, para superar a sensibilidade enzimática às condições de extrema temperatura e pH (Bittencourt *et al.*, 2023). A fixação da enzima protege sua estrutura terciária contra a desnaturação térmica e química, permitindo, por exemplo, que lacases imobilizadas mantenham alta atividade mesmo após múltiplos ciclos de tratamento de efluentes contendo corantes e fármacos (Feng *et al.*, 2021).

É importante pontuar que imobilização não apenas protege a estrutura conformacional da enzima, mas permite sua reutilização em múltiplos ciclos, reduzindo os custos operacionais (Feng *et al.*, 2021; Bittencourt *et al.*, 2023). Os métodos comuns de imobilização, principalmente das lacases conforme exemplo anterior, são ligação covalente, adsorção, reticulação, encapsulamento e aprisionamento (García-Delgado; Alfaro-Barta; Eymar, 2015) (Figura 12).

Figura 12 – Métodos comuns de imobilização enzimática.



Fonte: Própria autora, com auxílio da ferramenta de IA Gemini Pro 3.

A adsorção corresponde a uma imobilização simples, pois apresenta baixo custo e menor tempo para ser realizado. Neste, a enzima é ligada a um suporte por meio de interações iônicas, ligação de Van der Waals ou até mesmo pontes de hidrogênio (García-Delgado; Alfaro-Barta; Eymar, 2015). Porém, apresenta a desvantagem de seus elementos biológicos imobilizados ficarem instáveis e serem soltos sob algumas condições operacionais. A ligação covalente apresenta, por sua vez, um método baseado na ativação química de grupos na matriz de suporte para que haja reação com os grupos funcionais. É um método interessante, pois apresenta alta estabilidade e permite que a enzima tenha resistência aos efeitos já indispensáveis como temperatura e pH (García-Delgado; Alfaro-Barta; Eymar, 2015). Na encapsulação, entende-se que o bioativo é preso ao núcleo de esferas micrométricas que são feitas de material com semipermeabilidade, como polímeros (Rocheffort; Kouisni; Gedron *et al.*, 2008).

Em termos de eficiência de remoção de resíduos têxteis, Bilal *et al.* (2023) expôs informações bastante robustas que justificam o uso de enzimas imobilizadas em detrimento das livres. Por exemplo, a MnP isolada de *Anthracophyllum discolor* e imobilizada em um nanocompósito magnético de óxido de ferro/quitosana alcançou taxas de descoloração de 96% para o corante Azul de Metileno e 98% para o *Reactive Orange 16*, mantendo atividade considerável mesmo após 5 ciclos consecutivos de reação. Além disso, a MnP encapsulada em esferas de alginato de cálcio já se mostrou com alta eficiência não apenas descolorindo efluentes têxteis reais, mas também reduzindo significativamente sua toxicidade, uma vez que a mutagenicidade diminuiu em cerca de 73 – 75%, em estudos trazidos pelos autores (Bilal *et al.*, 2023).

3.7 Fatores mais relevantes para a eficiência da micorremediação

A eficiência da biorremediação não depende exclusivamente da capacidade genética do microrganismo, mas também é determinada por um conjunto de variáveis ambientais e operacionais que afetam tanto o crescimento da biomassa, quanto a estabilidade das enzimas extracelulares. Conforme Nagraj *et al.* (2025), o processo de descoloração dos resíduos têxteis em efluentes é multifatorial, dependendo diretamente do pH, temperatura, agitação, concentração do poluente e disponibilidade de nutrientes suplementares.

O potencial hidrogeniônico (pH) é considerado o fator mais crítico no tratamento desses efluentes. Em estudos é revelado que a maioria das espécies fúngicas, como *Penicillium citrinum* atinge sua atividade máxima de descoloração de azul turquesa em condições ácidas, como pH 4, onde a interação eletrostática entre a parede celular e os corantes é favorecida. Entretanto, alguns desafios técnicos são de grande atenção da indústria, principalmente no que se refere a aplicabilidade. Dentre esses desafios, pode se observar que os efluentes têxteis reais apresentam em sua naturalidade pH alcalino, condição essa que inibe o metabolismo da maioria dos fungos isolados (Herath *et al.* 2023; Nagraj *et al.*, 2025). Como em outras partes do globo, no Brasil, a legislação pertinente às condições e padrões de lançamento de efluentes Resolução CONAMA N° 430/2011 (Brasil, 2011), em seu Art. 16 versa que “Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente no corpo receptor desde que obedeçam às condições e padrões...”, e parâmetro pH esteja entre 5 e 9.

Como forma de minimizar essa limitação, alguns estudos sugerem o uso de consórcios microbianos adaptados, sendo grupos de diferentes espécies que vivem em simbiose, trabalhando de forma sinérgica (Gomes *et al.*, 2025). Por exemplo, a co-cultura de *Aspergillus tamarii* e *Pseudomonas putida* demonstrou capacidade robusta de degradar os corantes Cristal Violeta (95%) e Vermelho Congo (84%) em pH neutro (7,0), oferecendo uma alternativa viável aos processos que exigiriam a acidificação prévia do efluente, segundo destacado por Nagraj *et al.* (2025).

A temperatura também atua como regulador cinético das reações enzimáticas e afeta a fisiologia fúngica. Conforme estudos, temperaturas elevadas, comuns em correntes de efluentes recém-saídos de tinturarias, podem inativar irreversivelmente as proteínas enzimáticas (Herath *et al.* 2023), assim como a temperatura ideal, na faixa ótima de trabalho da enzima, pode fazer com que ela desempenhe um papel esperado, sendo favorável à remediação aplicada a ela (Nagraj *et al.*, 2025). Experimentos com *Pleurotus ostreatus* revelaram descoloração máxima de alaranjado de metila (97%) a 25°C. Temperaturas superiores a essa faixa tendem a reduzir a eficiência do processo, não apenas pela inibição do crescimento micelial, mas pela desnaturação térmica das enzimas responsáveis pela quebra das ligações azo (Tania *et al.*, 2024).

Nesse contexto, a estabilidade térmica torna-se um parâmetro de seleção crucial. Bittencourt *et al.* (2023) relatam que enzimas imobilizadas oferecem uma solução tecnológica para este problema. A LiP, de origem fúngica, produzida principalmente por fungos de decomposição branca, como o *Phanerochaete chrysosporium* (Arantes; Milagre, 2009) pode ser fixada em nanoesferas de alginato de cálcio, demonstram superioridade operacional, mantendo eficiências de descoloração entre 80-93% e 55°C, temperatura na qual a enzima livre perderia funcionalidade. A proteção oferecida pelo suporte físico impede o desdobramento da estrutura terciária da enzima sob estresse térmico (Bittencourt *et al.*, 2023), condição na qual a enzima livre perderia sua funcionalidade.

Por fim, é fundamental ressaltar que a eficiência metabólica é ditada pela disponibilidade de cofatores e mediadores redox, que são essenciais para a catálise enzimática. As peroxidases, LiP e MnP, são estritamente dependentes da dosagem precisa de peróxido de hidrogênio para iniciar o ciclo catalítico; o excesso desse composto pode inibir a enzima por oxidação do grupo heme, enquanto sua falta paralisa o processo (Bittencourt *et al.*, 2023; Bilal *et al.*, 2023).

Em contrapartida, as lacases, embora utilizem oxigênio molecular comoceptor de elétrons, muitas vezes requerem a presença de mediadores redox, que são compostos sintéticos

como ABTS ou naturais como acetosiringona (Feng et al, 2025; Nagraj *et al.*, 2025). Esses mediadores atuam como "pontes de elétrons", permitindo que a enzima oxide corantes recalcitrantes que possuem potencial de ionização superior ao do próprio sítio ativo da enzima, expandindo assim o espectro de atuação do tratamento biológico (Bittencourt *et al.*, 2023).

4. CONCLUSÃO

O presente estudo evidenciou que, embora a Indústria Têxtil desempenhe um papel central na economia brasileira e global, a sustentabilidade de sua cadeia produtiva é comprometida pela geração de efluentes contendo corantes sintéticos recalcitrantes. As pesquisas demonstraram que os métodos convencionais de tratamento físico-químico, apesar de removerem a cor, frequentemente falham na remoção dos poluentes, gerando lodo tóxico secundário e altos custos operacionais. Nesse cenário, a biorremediação utilizando microrganismos consolidou-se, por meio das evidências apontadas, como uma tecnologia emergente, eficiente e ecologicamente amigável.

A eficiência desse processo consiste na robustez da maquinaria enzimática de microrganismos específicos, com destaque para os WRF e espécies versáteis como *A. niger* e a bactéria *B. subtilis*. A revisão dos mecanismos de ação comprovou que enzimas oxidoredutases possuem alto desempenho biocatalisador. A capacidade dessas enzimas de utilizar o oxigênio molecular como aceptor de elétrons, liberando apenas água como subproduto, representa uma vantagem ambiental significativa frente aos processos oxidativos avançados que usam reagentes químicos tóxicos.

Conclui-se, portanto, que o sucesso tecnológico da biorremediação está intrinsecamente ligado à adoção de estratégias de engenharia de bioprocessos, especificamente a imobilização enzimática e o uso de mediadores redox. A imobilização provou ser a solução técnica mais viável para aumentar a estabilidade térmica e a reutilização do biocatalisador, viabilizando o tratamento em larga escala.

Adicionalmente, a comparação entre corantes sintéticos e naturais revelou que, embora a substituição por pigmentos naturais seja uma tendência positiva, ela não elimina a necessidade de tratamento de efluentes devido ao uso de mordentes metálicos, como metais pesados, sendo os mais comuns encontrados Cromo, Cádmio, Chumbo e Zinco (Velusamy *et al.*, 2021). Portanto, a biorremediação permanece como uma etapa indispensável no gerenciamento ambiental.

Por fim, sugere-se que trabalhos futuros foquem no desenvolvimento de consórcios microbianos, ou seja co-cultura de fungos e bactérias, e na aplicação de biorreatores em escala piloto, visando superar as limitações de biodisponibilidade e tempo de tratamento. A integração dessas biotecnologias permitirá que o setor têxtil transite de uma conduta de gestão ambiental reativa para uma postura proativa e ecoeficiente, alinhando produtividade econômica com a preservação dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

ABIOYE, O. P. *et al.* Production of laccase by *Bacillus subtilis* and *Aspergillus niger* for treatment of textile effluent. **Sustainable Chemistry for the Environment**, v. 9, p. 100222, mar. 2025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2949839225000173>. Acesso em: 26 fev. 2026.

AKSU, Z. GONMEZ, G. A comparative study on the biosorption characteristics of some yeasts for Remazol Blue reactive dye. **Chemosphere**, v. 50, n. 8, p. 1075 – 1083, mar. 2003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653502006239>. Acesso em: 26 fev. 2026.

ALI, S. *et al.* The Recent Advances in the Utility of Microbial Lipases: A Review. **Microorganisms**, v. 11, n. 2, p. 510, 17 fev. 2023. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC9959473/>. Acesso em: 16 mar. 2026.

AL-TOHAMY, R. *et al.* A critical review on the treatment of dye-containing wastewater: Ecotoxicological and health concerns of textile dyes and possible remediation approaches for environmental safety. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 231, p. 113160, fev. 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651321012720?via%3Dihub>. Acesso em: 26 fev. 2026.

ARANTES, V., MILAGRES, A. M. F. Relevância de compostos de baixa massa molar produzidos por fungos e envolvidos na biodegradação da madeira. **Química Nova**, v. 32, n. 6, p. 1586-1595, 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/h6FMnvks54VXqQ5pGMBcmGf/?lang=pt>. Acesso em: 26 fev. 2026.

AYILARA, M. S.; BABALOLA, O. O. Bioremediation of environmental wastes: the role of microorganisms. **Frontiers in Agronomy**, v. 5, 30 maio 2023. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/agronomy/articles/10.3389/fagro.2023.1183691/full>. Acesso em: 15 mar. 2026.

BANAT, I. M. *et al.* Microbial decolorization of textile-dyecontaining effluents: A review. **Bioresour. Technol.**, v. 58, n. 3, p. 217-227, dez. 1996. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852496001137>. Acesso em 26 fev. 2026.

BHANDARI, S. *et al.* Microbial Enzymes Used in Bioremediation. **Journal of Chemistry**, v. 2021, p. 1–17, 8 fev. 2021. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1155/2021/8849512>. Acesso em: 16 mar. 2026.

BHOWMICK, K. *et al.* Potential microbes in bioremediation: A review. **Materials Today Sustainability**, v. 28, p. 101032–101032, dez. 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2589234724003683>. Acesso em: 26 fev. 2026.

BILAL, M. *et al.* Manganese peroxidases as robust biocatalytic tool — An overview of sources, immobilization, and biotechnological applications. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 234, p. 123531, abr. 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0141813023004245>. Acesso em: 26 fev. 2026.

BITTENCOURT, G. *et al.* Emerging contaminants bioremediation by enzyme and nanozyme-based processes – A review. **iScience**, v. 26, ed. 6, p. 106785, jun. 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2589004223008623>. Acesso em: 26 fev. 2026.

BRASIL. Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional. **Produto 5: Resumo Executivo com os principais resultados do Estudo de Competitividade (Produto 3) e do Plano de Ações (Produto 4) para o desenvolvimento das cadeias Têxtil e de Confecções da área de atuação da Sudene**, Brasília, DF. 2023. Disponível em: https://www.gov.br/sudene/pt-br/centrais-de-conteudo/produto_5_resumo_executivo_setor_textil_e_confeccoes-4.pdf. Acesso em: 09 jan. 2026.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução N° 430 de 13/05/2011 (Federal)** - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução N° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2011. Disponível em: <http://bit.ly/1FY24dj>. Acesso em: 23 jan. 2026.

BURKINSHAW, S. M.; SALIHU, G. The role of auxiliaries in the immersion dyeing of textile fibres part 2: Analysis of conventional models that describe the manner by which inorganic electrolytes promote direct dye uptake on cellulosic fibres. **Dyes and Pigments**, v. 161, p. 531–545, fev. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0143720817315711>. Acesso em: 26 fev. 2026.

CAVALCANTI, A. M.; SANTOS, G. F. A indústria têxtil no Brasil: uma análise da importância da competitividade frente ao contexto mundial. **Exacta**, v. 20, n. 3, p. 706–726,

2022. Disponível em: <https://periodicos.uninove.br/exacta/article/view/17784>. Acesso em: 16 jan. 2026.

DANOUCHE, M. *et al.* Micorremediação de corantes sintéticos por células de levedura: uma abordagem de biodegradação sustentável. **Sustentabilidade Ambiental**, v. 4. Ed. 1. P. 5 – 22, 28 fev. 2021. Disponível em: <https://scispace.com/papers/mycoremediation-of-synthetic-dyes-by-yeast-cells-a-1dfewk8lux>. Acesso em: 26 fev. 2026.

DEIVASIGAMANI, C. DAS, N. Biodegradation of Basic Violet 3 by *Candida krusei* isolated from textile wastewater. **Biodegradação**, v. 22, n. 6, p. 1169 – 1180, nov. 2011. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21479732/>. Acesso em: 26 fev. 2026.

DINAKARKUMAR, Y. *et al.* Fungal bioremediation: An overview of the mechanisms, applications and future perspectives, **Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, v. 6, p. 293-302, 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2590182624000237?via%3Dihub>. Acesso em: 26 fev. 2026.

DUTTA, S. *et al.* Contamination of textile dyes in aquatic environment: Adverse impacts on aquatic ecosystem and human health, and its management using bioremediation. **Journal of Environmental Management**, v. 353, p. 120103, fev. 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479724000896>. Acesso em: 26 fev. 2026.

ETUK, I. F., ETUK, B. R., OBOH, I. O. An Overreview of Biorremediation Process: Mechanisms and Factors Influencing It. **Internacional Journal of Engineering and Modern Technology**, v. 10, n. 1, 2024. Disponível em: <https://www.iiardjournals.org/get/IJEMT/VOL.%2010%20NO.%201%202024/AN%20OVERVIEW%20OF%20BIOREMEDIATION%201-37.pdf>. Acesso em: 17 mar. 2026.

FENG, S. *et al.* Enzyme sources in wastewater treatment: Their influence on enzymatic bioremediation and large-scale applications. **Chemical Engineering Journal**, v. 510, p. 161891–161891, 15 abr. 2025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894725027172>. Acesso em: 26 fev. 2026.

FENG, S. *et al.* Roles and applications of enzymes for resistant pollutants removal in wastewater treatment. **Biores. Technol.**, v. 335, p. 125278, set. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852421006179>. Acesso em: 26 fev. 2026.

FERREIRA, S. B. S. Biorremediação como alternativa de tratamento em ambientes contaminados. **Revista FIMCA**, v. 7, n. 3, dez. 2020. Disponível em: <https://ojs.fimca.com.br/index.php/fimca/article/view/121>. Acesso em: 26 fev. 2026.

FILHO, I. M. A., IBSCH, R. B. M. Tingimento natural em artigos têxteis: Uma medida sustentável. **Revista da UNIFEDE**, v. 1, n. 27, 2022. Disponível em: <https://periodicos.unifebe.edu.br/index.php/RevistaUnifebe/article/view/853>. Acesso em: 26 fev. 2026.

FUJITA, R. M. L., JORENTE, M. J. A indústria têxtil no Brasil: uma perspectiva histórica e cultural. **Modapalavra e-periódico**, Florianópolis, v. 8, n. 15, p. 153–174, 2015. Disponível em: <https://www.revistas.udesc.br/index.php/modapalavra/article/view/5893>. Acesso em: 23 jan. 2026.

GARCÍA-DELGADO, C., ALFARO-BARTA, I., EYMAR, E. Combination of biochar amendment and mycoremediation for polycyclic aromatic hydrocarbons immobilization and biodegradation in creosote-contaminated soil. **J. Hazard. Mater.**, v. 285, 2015, p. 259-26, 21 mar. 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389414009844>. Acesso em: 28 fev. 2026.

GAHATRAJ, I.; ROY, R.; PHUKAN, B. C. et al. Isolation, identification, and molecular characterization of potential keratinolytic fungus sp. from Southern Assam: relevance to poultry wastes and its biological management. **Arch Microbiol.**, v. 206, n. 99, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00203-024-03842-7>. Acesso em: 17 mar. 2026.

GOMES, A. M. M. *et al.* Degradation of Dyes by Fungi: A Bibliometric Study and Bibliographic Review. **Environ. Qual. Manag.**, v. 35, n. 3, 29 dez. 2025. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/tqem.70272?af=R>. Acesso em: 28 fev. 2026.

GOOGLE GEMINI. Uso da IA. Gemini. Versão 3 Pro. Inteligência Artificial. Disponível em: <https://gemini.google.com/>. Acesso em 07 de fev. 2026.

GOSWAMI, D. *et al.* Bioremediation of azo dye: A review on strategies, toxicity assessment, mechanisms, bottlenecks and prospects. **Sci. Total Environ.**, v. 954, p. 176426. 1 dez. 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969724065823>. Acesso em 01 fev. 2026.

GUARATINI, C. C. I.; ZANONI, M. V. B. Corantes têxteis. **Química Nova**, v. 23, n. 1, fev. 2000. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/Hn6J5zNqDxVJwX495d4fnLL/?lang=pt>. Acesso em: 28 fev. 2026.

HASSAAN, M. A., NEMR, A. E. Health and Environmental Impacts of Dyes: Mini Review. **Am. J. Environ. Sci. Eng.** v. 1, n. 3, p. 64-67, maio 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/317006721_Health_and_Environmental_Impacts_of_Dyes_Mini_Review. Acesso em: 28 fev. 2026.

HERATH, I. S.; UDAYANGA, D.; JAVASANKA, D. J.; HEWAWASAM, C. Textile dye decolorization by white rot fungi – A review, *Bioresource Technology Reports*, v. 25, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101687>. Acesso em: 17 mar. 2026..

JADHAV, J. P. *et al.* Decolourization of azo dye methyl red by *Saccharomyces cerevisiae* MTCC 463. **Chemosphere**, v. 68, n. 2, p. 394 – 400, 9 fev. 2007. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/17292452/>. Acesso em: 02 fev. 2026.

KERSTEN, P., CULLEN, D. Extracellular oxidative systems of the lignin-degrading Basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium*. **Fungal Genet. Biol.**, v 44, n. 2, p. 77-87, 12 set. 2006. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16971147/>. Acesso em: 02 fev. 2026.

MADHAV, S. *et al.* Water Pollutants: Sources and Impact on the Environment and Human Health. In: Pooja, D., Kumar, P., Singh, P., Patil, S. (eds) *Sensors in Water Pollutants Monitoring: Role of Material. Advanced Functional Materials and Sensors*. **Springer**, Singapura, p. 43 – 62, 2020. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-981-15-0671-0_4. Acesso em: 02 mar. 2026.

MALINAUSKIENE, L. *et al.* Contact allergy from disperse dyes in textiles—a review. **Contact Dermatitis**, v. 68, n. 2, p. 65–75, fev. 2013. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23289879/>. Acesso em: 02 fev. 2026.

MALVIYA *et al.* Microbial enzymes in the bioremediation of environmental pollutants. **Advances in chemical pollution, environmental management and protection**, v. 12, p. 457–471, 1 jan. 2025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/bookseries/abs/pii/S2468928924000352>. Acesso em: 02 fev. 2026.

MARKANDEYA; MOHAN, D.; SHUKLA, S. P. Hazardous consequences of textile mill effluents on soil and their remediation approaches. **Cleaner Engineering and Technology**, v. 7, p. 100434–100434, abr. 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666790822000398>. Acesso em: 02 fev. 2026.

MARKS, T. A. *et al.* Teratogenic evaluation of 2-nitro-p-phenylenediamine, 4-nitro-o-phenylenediamine, and 2,5-toluenediamine sulfate in the mouse. **Teratology**, v. 24, n. 3. p. 253 – 265, dez. 1981. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/tera.1420240303>. Acesso em: 02 fev. 2026.

MIAN, A. H. *et al.* Exploring indigenous fungal isolates for efficient dye degradation: A comprehensive study on sustainable bioremediation in the total environment. **Environmental Technology & Innovation**, v. 34, p. 103615, maio 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186424000919>. Acesso em: 02 fev. 2026.

NAGRAJ, *et al.* Degradation of dyes by fungi: An overview on recent updates. **The Microbe**, v. 6, p. 100232, mar. 2025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2950194624001997>. Acesso em: 02 mar. 2026.

NOOR, R. *et al.* A comprehensive review on water pollution, South Asia Region: Pakistan. **Urban Climate**, v. 48, p. 101413, 1 mar. 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S221209552300007X>. Acesso em: 02 mar. 2026.

PARSHETTI, G. K. *et al.* Industrial dye decolorizing lignin peroxidase from *Kocuria rosea* MTCC 1532. **Ann Microbiol.** v. 62, p. 217–223. 2012. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13213-011-0249-y>. Acesso em: 02 mar. 2026.

PASSARINI, M. R. Z. *et al.* Filamentous fungi from the Atlantic marine sponge *Dragmacidon reticulatum*. **Arch. Microbiol.** v. 195, n. 2, p. 99–111, 2013. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23179657/>. Acesso em: 02 mar. 2026.

PAULA, N. M. *et al.* Biotechnological potential of fungi from a mangrove ecosystem: Enzymes, salt tolerance and decolorization of a real textile effluent. **Microbiological Research**, v. 254, p. 126899, jan. 2022. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34715448/>. Acesso em: 02 mar. 2026.

PERIYASAMY, A. P. A review of bioremediation of textile dye containing wastewater. **Cleaner Water**, v. 4, p. 100092, 4 dez. 2025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2950263225000304?via%3Dihub>. Acesso em: 02 mar. 2026.

PESSOA JÚNIOR, W. A. G; AZEVEDO, F. R. P. Corantes sintéticos e seus impactos ambientais: Desafios, legislações e inovações tecnológicas sustentáveis. **Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação**, [S. l.], v. 10, n. 12, p. 3972–3991,

2024. Disponível em: <https://periodicorease.pro.br/rease/article/view/17742>. Acesso em: 31 jan. 2026.

PICOLLI, H. H. **Determinação do Comportamento Tintorial de Corantes Naturais em substrato de Algodão**. 2008. p. 198. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2008. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/92146/260091.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 02 mar. 2026.

RENDÓN-CASTRILLÓN, L. *et al.* Efficient bioremediation of indigo-dye contaminated textile wastewater using native microorganisms and combined bioaugmentation-biostimulation techniques. **Chemosphere**, v. 353, p. 141538, abr. 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653524004314>. Acesso em: 02 mar. 2026.

ROCHEFORT, D. KOUISNI, L. GENDRON, K. Physical immobilization of laccase on na electrode by means of poly (ethyleneimine) microcapsules. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 617, p. 53 – 63, 1 jun. 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S002207280800051X>. Acesso em: 02 mar. 2026.

SAFDAR, A. *et al.* Purification of optimally produced extracellular fungal lipases and their role in the remediation of oil-rich kitchen wastewater, **Journal of Microbiological Methods**, v. 238, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2025.107288>. Acesso em: 17 mar. 2026.

SAINI, B.; DEY, A. Synthesis and characterization of copolymer adsorbent for crystal violet dye removal from water. **Materials Today: Proceedings**, v. 61 parte 2, p. 342–350, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214785321065470>. Acesso em: 02 mar. 2026.

SARKHEL, R.; SAHA, A.; MANDAL, T. Microalgae for polymer bioremediation: Mechanisms, efficiency, and future applications. **Marine Pollution Bulletin**, v. 222 parte 3, p. 118914, jan. 2026. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/41205290/>. Acesso em: 02 mar. 2026.

SHARMA, J.; SHARMA, S.; SONI, V. Classification and impact of synthetic textile dyes on Aquatic Flora: A review. **Regional Studies in Marine Science**, v. 45, p. 101802, jun. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352485521001948>. Acesso em: 02 mar. 2026.

SHARMA, S. *et al.* Microbial remediation of polluted environment by using recombinant *E. coli*: a review. **Biotechnology for the Environment**, v. 1, n. 1, 13 ago. 2024. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1186/s44314-024-00008-z>. Acesso em: 14 mar. 2026.

SINGH, G. B. *et al.* Azo dye bioremediation: An interdisciplinary path to sustainable fashion. **Environmental Technology & Innovation**, v. 36, p. 103832–103832, nov. 2024. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352186424003080>. Acesso em: 02 fev. 2026.

SINGH, S. *et al.* Optimization of culture conditions for dye (Reactive Green 12) decolorizing bacterium isolated from textile industry effluent. **Ecological Genetics and Genomics**, v. 35, p. 100361, jun. 2025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2405985425000400>. Acesso em: 02 fev. 2026.

SUI, H.; LI, X. Modeling for Volatilization and Bioremediation of Toluene-contaminated Soil by Bioventing, **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 19, n. 2, 2011, p. 340-348. Disponível em : [https://doi.org/10.1016/S1004-9541\(11\)60174-2](https://doi.org/10.1016/S1004-9541(11)60174-2). Acesso em: 17 mar. 2026.

SONUNE, N.; GARODE, A. Isolation, characterization and identification of extracellular enzyme producer *Bacillus licheniformis* from municipal wastewater and evaluation of their biodegradability. **Biotechnology Research and Innovation**, v. 2, n. 1, p. 37–44, jan. 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2452072117300400?via%3Dihub>. Acesso em: 15 mar., 2016.

STREIT, N. M. *et al.* As clorofilas. **Ciência Rural**, v. 35, n. 3, p. 748–755, jun. 2005. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/dWwJymDzZRFwHhchRTpvbqK/?lang=pt>. Acesso em: 02 mar. 2026.

TANIA, K. A. *et al.* Investigating the optimum conditions for azo dye (methyl orange and methyl red) decolorization from aqueous solution using oyster mushroom (*Pleurotus ostreatus*): a mycoremediation approach. **Bioremediation Journal**, p. 1–13, jul. 2024. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/10889868.2024.2381015>. Acesso em: 02 mar. 2026.

TIWARI, M. *et al.* Modified Cenospheres as an Adsorbent for the Removal of Disperse Dyes. **Advances in Environmental Chemistry**, v. 2015, p. 1–8, 23 mar. 2015. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1155/2015/349254>. Acesso em: 02 mar. 2026.

VELUSAMY, S. *et al.* A Review on Heavy Metal Ions and Containing Dyes Removal Through Graphene Oxide-Based Adsorption Strategies for Textile Wastewater Treatment. **The**

Chemical Record, v. 21, n. 7, p. 1570–1610, 4 fev. 2021. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/tcr.202000153>. Acesso em: 15 mar. 2026.

VIDALI, M. "Bioremediation. An overview" **Pure and Applied Chemistry**, vol. 73, no. 7, 2001, pp. 1163-1172. Disponível em: <https://doi.org/10.1351/pac200173071163>. Acesso em: 18 mar. 2026.

WANG, J. *et al.* Biodegradation of Acid Orange 7 and its auto-oxidative decolorization product in membrane-aerated biofilm reactor, **Int. Biodeterior. Biodegradation**, v. 67, p. 73-77, fev. 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S096483051100254X?via%3Dihub>. Acesso em: 02 mar. 2026.

XIN, B. *et al.* A feasible method for growing fungal pellets in a column reactor inoculated with mycelium fragments and their application for dye bioaccumulation from aqueous solution. **Biores. Technol**, v. 105, p. 100-105, fev. 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852411016737>. Acesso em: 02 mar. 2026.

YAGUB, M. T. *et al.* Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: A review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 209, p. 172–184, jul. 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0001868614001389>. Acesso em: 02 mar. 2026.

YANG, Q. *et al.* Decolorization of synthetic dyes and production of manganese-dependent peroxidase by new fungal isolates. **Biotechnol. Lett.** v. 25, n. 9, p. 709–713, maio 2003. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/12882171/>. Acesso em: 02 mar. 2026.

ZHU, Y. *et al.* Covalent laccase immobilization on the surface of poly(vinylidene fluoride) polymer membrane for enhanced biocatalytic removal of dyes pollutants from aqueous environment. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v. 191, p. 111025, jul. 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0927776520302551>. Acesso em: 02 mar. 2026.