



Programa de Pós-Graduação em Agroquímica
Centro de Ciências Exatas, Naturais e da Saúde
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

Alto Universitário s/n – Caixa Postal 16 – CEP 29500-000 – Alegre – ES
Telefone: (28) 3552-8731 – E-mail: ppgaqm.ufes@gmail.com
<http://www.agroquimica.alegre.ufes.br/>



KAREN ARAUJO DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE BLENDS BACTERIANAS E MEIOS DE SUPORTE EM UM
SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE PROVENIENTE DE CERVEJARIA**

Alegre

2025

KAREN ARAUJO DA SILVA

AVALIAÇÃO DE BLENDS BACTERIANAS E MEIOS DE SUPORTE EM UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE PROVENIENTE DE CERVEJARIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agroquímica (PPGAQ), do Centro de Ciências Exatas, Naturais e da Saúde (CCENS), da Universidade Federal do Espírito Santo, campus Alegre, como parte das exigências para a obtenção do título de mestre em Agroquímica, na área de concentração Química Ambiental.

Orientador: Dr. Demetrius Profeti.

Coorientador(a): Dr^a. Luciene Paula Roberto Profeti.

Coorientador(a): Dr. Benvindo Sirtoli Gardiman Junior.

Alegre

2025

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

A658a Araujo da Silva, Karen, 2000-
Avaliação de blendas bacterianas e meios de suporte em um
sistema de tratamento de efluente proveniente de cervejaria /
Karen Araujo da Silva. - 2025.
(recurso não paginado). : il.

Orientador: Demetrius Profeti.

Coorientadores: Luciene Paula Roberto Profeti, Benvindo
Sirtoli Gardiman Júnior.

Dissertação (Mestrado em Agroquímica) - Universidade
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Exatas, Naturais e
da Saúde.

1. Resíduos agrícolas. 2. Bactérias. 3. Águas residuais -
purificação. I. Profeti, Demetrius. II. Paula Roberto Profeti,
Luciene. III. Sirtoli Gardiman Júnior, Benvindo. IV.
Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências
Exatas, Naturais e da Saúde. V. Título.


CDU: 631.41

KAREN ARAUJO DA SILVA


AVALIAÇÃO DE BLENDA BACTERIANAS E MEIOS DE SUPORTE EM UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE PROVENIENTE DE CERVEJARIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agroquímica da Universidade Federal do Espírito Santo como parte das exigências para a obtenção do título de mestre em Agroquímica, na área de concentração Química Ambiental.


Aprovada em 30 de julho de 2025.

Documento assinado digitalmente
 **DEMETRIUS PROFETI**
Data: 07/10/2025 09:23:27-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Prof. Dr. Demetrius Profeti
Universidade Federal do Espírito Santo – Campus Alegre
Orientador(a)

Documento assinado digitalmente
 **LUCIENE PAULA ROBERTO PROFETI**
Data: 07/10/2025 09:27:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Prof^a. Dr^a. Luciene Paula Roberto Profeti
Universidade Federal do Espírito Santo – Campus Alegre
Coorientador(a)

Documento assinado digitalmente
 **BENVINDO SIRTOLI GARDIMAN JUNIOR**
Data: 07/10/2025 09:14:30-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Benvindo Sirtoli Gardiman Júnior
Instituto Federal do Espírito Santo – Campus Ibatiba
Coorientador(a)

Documento assinado digitalmente
 **TAIS DA SILVA LOPES**
Data: 06/10/2025 09:26:23-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Taís da Silva Lopes
Universidade Federal do Espírito Santo – Campus Alegre
Membro interno

Documento assinado digitalmente
 **ANNA ISABEL GUIDO COSTA**
Data: 07/10/2025 13:16:43-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof^a. Dr^a. Anna Isabel Guido Costa
Instituto Federal do Espírito Santo – Campus Ibatiba
Membro externo

RESUMO

O rápido desenvolvimento dos países e a industrialização em acelerada expansão, somado ao crescimento populacional e ao aumento da demanda por alimentos, têm acarretado grandes impactos ambientais e sobrecarregado os recursos naturais. Os efluentes industriais provenientes de cervejarias são frequentemente lançados diretamente em rios, lagos e oceanos, contaminando os corpos d'água com substâncias químicas que podem causar efeitos adversos à saúde humana. Além disso, o elevado volume de resíduos sólidos agrícolas gerados e seu descarte inadequado no meio ambiente intensificam os impactos ambientais negativos. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi monitorar e avaliar a tratabilidade de efluente de indústria de cervejaria através de processo biológico assistido por duas blendas de bactérias específicas, aderidas em diferentes meios de suporte. A metodologia adotada contempla a caracterização dos materiais agrícolas – bambu, casca de eucalipto, fibra da casca do coco, sabugo de milho e bagaço de cana-de-açúcar – com o objetivo de compreender suas propriedades físicas e químicas, identificar os grupos funcionais e os elementos constituintes. Para isso, foram utilizadas as técnicas de espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR), difratometria de raios-X (DRX), análise termogravimétrica (TGA), além da determinação do teor de cinzas e de lignina. Para caracterização e monitoramento, foram realizadas análises físico-químicas do efluente de cervejaria, com as variáveis: cor, turbidez, pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais (ST), fósforo total (FT) e nitrogênio total (NT). A maior estabilidade térmica e o maior teor de lignina do bambu e casca de eucalipto conferiram melhor durabilidade no tratamento, enquanto o sabugo de milho foi mais suscetível à degradação, confirmando a influência da composição lignocelulósica na resistência dos materiais. A blenda bacteriana 1 apresentou os melhores resultados, alcançando uma remoção de 70,1% da DQO e 67,86% da DBO no tratamento com sabugo de milho como meio de suporte. Em contraste, a blenda bacteriana 2, utilizando o bambu, demonstrou uma eficiência inferior, com remoções de apenas 25,68% para a DQO e 21,05% para a DBO, evidenciando diferenças no desempenho microbiológico e do material de suporte entre os sistemas avaliados. Embora a blenda bacteriana 1 tenha demonstrado certa

eficiência na redução dos parâmetros de demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos totais, fósforo total e nitrogênio total, a remoção da matéria orgânica não foi suficiente para atender aos limites estabelecidos pela legislação ambiental brasileira, conforme a Resolução CONAMA nº 430/11 para lançamento do efluente em curso d'água classe 2. Assim, a continuidade da pesquisa é essencial para otimizar as condições operacionais, explorar diferentes meios de suporte e blendas bacterianas, bem como avaliar a viabilidade de combinar esses métodos biológicos com processos físico-químicos complementares.

Palavras-chave: Consórcio bacteriano; Matriz microbiana; Substrato suporte; Efluente industrial de cervejaria; Subproduto agrícola.

ABSTRACT

The rapid development of countries and the accelerating pace of industrialization, combined with population growth and the increasing demand for food, have led to significant environmental impacts and placed a strain on natural resources. Industrial effluents from breweries are frequently discharged directly into rivers, lakes, and oceans, thereby contaminating water bodies with chemical substances which may pose adverse effects on human health. Moreover, the high volume of agricultural solid waste generated and its improper disposal into the environment further exacerbate negative environmental impacts. In this context, the aim of this study was to monitor and evaluate the treatability of brewery effluent by means of a biological treatment process assisted by two specific bacterial blends, adhered to different supporting media. The adopted methodology encompasses the characterization of agricultural materials—such as bamboo, eucalyptus bark, coconut husk fiber, corn cob, and sugarcane bagasse—in order to gain insight into their physical and chemical properties, identify functional groups, and determine elemental composition. To this end, Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR), X-ray diffraction (XRD), thermogravimetric analysis (TGA), and the determination of ash and lignin content were the employed techniques. For effluent characterization and monitoring, physicochemical analyses were performed on the brewery wastewater, evaluating parameters such as color, turbidity, pH, dissolved oxygen (DO), chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), total solids (TS), total phosphorus (TP), and total nitrogen (TN). Bamboo and eucalyptus bark exhibited higher thermal stability and greater lignin content, which conferred greater durability during the treatment, whereas the corn cob was more susceptible to degradation, which confirmed the influence of lignocellulosic composition on material resistance. The bacterial blend 1 yielded the best results, achieving 70.1% COD removal and 67.86% BOD removal when corn cob was used as the support medium. In contrast, the bacterial blend 2, utilizing bamboo as the support, showed lower efficiency, with only 25.68% COD and 21.05% BOD removal, highlighting differences in microbiological performance and supporting media between the evaluated systems. Despite the fact that bacterial blend 1 demonstrated effectiveness in reducing COD, BOD, TS, TP, and TN levels to some extent, the organic matter removal was

insufficient to meet the standards established by Brazilian environmental legislation (CONAMA Resolution No. 430/11) for discharging effluents into Class 2 water bodies. Therefore, continued research is essential to optimize operational conditions, explore different supporting media and bacterial blends, and assess the feasibility of combining these biological methods with complementary physicochemical processes.

Keywords: Bacterial consortium; Microbial matrix; Support substrate; Brewery industrial effluent; Agricultural by-product.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Resíduos sólidos agrícolas *in natura* utilizados como meio de suporte (a) fibra da casca de coco; (b) casca de eucalipto; (c) bagaço da cana-de-açúcar; (d) sabugo de milho; (e) bambu.....29
- Figura 2. Sistema operacional para formação do biofilme das blendas bacterianas e tratamento do efluente cervejeiro (a) com oxigenação; (b) sem oxigenação.36
- Figura 3. Perfil de decomposição térmica em atmosfera controlada de N₂ das biomassas proveniente do (a) bagaço de cana-de-açúcar; (b) bambu; (c) casca de eucalipto; (d) fibra da casca de coco; (e) sabugo de milho.43
- Figura 4. Comportamento espectral oriundo da análise das amostras das biomassas por espectroscopia de absorção no infravermelho.....46
- Figura 5. Perfil de difração de raios-x proveniente da análise das biomassas.....48
- Figura 6. Biomassas (a) fibra da casca de coco; (b) bagaço de cana-de-açúcar.....53
- Figura 7. Formação visual inicial do biofilme bacteriano no sabugo de milho.....54
- Figura 8. Formação visual do biofilme bacteriano (a) sabugo de milho; (b) casca de eucalipto; (c) bambu.....54
- Figura 9. Cor observada antes e após o tratamento do efluente cervejeiro: (a) efluente bruto (b) bambu; (c) casca de eucalipto; (d) sabugo de milho.....60
- Figura 10. Aparência física dos materiais de suporte após o tratamento de efluente cervejeiro (a) sabugo de milho; (b) bambu; (c) casca de eucalipto.71

LISTA DE TABELAS

Tabela 01. Filos e gêneros bacterianos identificados nas amostras analisadas, suas características gerais e os processos biológicos associados a blenda bacteriana 01.	30
Tabela 02. Filos e gêneros bacterianos identificados nas amostras analisadas, suas características gerais e os processos biológicos associados a blenda bacteriana 02.	32
Tabela 03. Técnicas utilizadas para preservação das amostras para análise de qualidade (OD: Oxigênio Dissolvido; DBO: Demanda Bioquímica De Oxigênio; DQO: Demanda Química De Oxigênio; FT: Fósforo Total; NT: Nitrogênio Total; ST: Sólidos Totais).	37
Tabela 04. Análise do teor de lignina dos materiais de suporte.	49
Tabela 05. Análise do teor de cinzas e umidade dos materiais de suporte.....	51
Tabela 06. Parâmetros físico-químicos de efluente bruto de cervejaria utilizado na pesquisa.....	55
Tabela 07. Resultados referentes ao tratamento do efluente cervejeiro utilizando bambu, sabugo de milho e casca de eucalipto como meio de suporte para adesão das bactérias da blenda bacteriana 01.....	56
Tabela 08. Resultados referentes ao tratamento do efluente cervejeiro utilizando bambu como meio de suporte para adesão das bactérias da blenda bacteriana 02..	67

LISTA DE SIGLAS

BCA	Bagaço de cana-de-açúcar
CA	Cor aparente
CE	Casca de eucalipto
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
DRX	Difratometria de raios-X
EB	Efluente bruto
ER	Eficiência de remoção
ET	Efluente tratado
FCC	Fibra da casca de coco
FT	Fósforo total
FTIR	Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier
NT	Nitrogênio total
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
RB	Resíduo de bambu
SM	Sabugo de milho
TGA	Análise termogravimétrica
TURB	Turbidez
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 JUSTIFICATIVA	13
3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
4.1 POLUIÇÃO AMBIENTAL	16
4.1.1 Poluição agrícola	17
4.1.1.1 Fibra da casca do coco	17
4.1.1.2 Bambu	18
4.1.1.3 Sabugo de milho	19
4.1.1.4 Casca de Eucalipto	20
4.1.1.5 Bagaço da cana-de-açúcar	21
4.1.2 Poluição da água	21
4.1.2.1 Efluentes industriais	22
4.1.2.2 Indústria cervejeira	22
4.2 TRATAMENTO DE EFLUENTE CERVEJEIRO	24
4.2.1.1 Microrganismos envolvidos no tratamento biológico de efluentes	26
5 MATERIAIS E MÉTODOS	28
5.1 COLETA DOS MATERIAIS	28
5.1.1 Blendas bacterianas utilizadas para formação do biofilme	29
5.2 CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL DE SUPORTE	32
5.2.1 Análise termogravimétrica (TGA)	32
5.2.2 Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR)	33
5.2.3 Difratomia de raios-X (DRX)	33
5.2.4 Teor de cinzas	33
5.2.5 Teor de lignina	34
5.3 MONTAGEM E OPERAÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL	35
5.4 PROCEDIMENTOS E MÉTODOS ANALÍTICOS	36
5.4.1 Turbidez	38
5.4.2 Cor	39
5.4.3 pH	39
5.4.4 Oxigênio Dissolvido (OD)	39
5.4.5 Sólidos Totais (ST)	40
5.4.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	40
5.4.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	41
5.4.8 Nitrogênio total	41

5.4.9 Fósforo total	42
5.4.10 Taxa de remoção	42
6 ANÁLISE ESTATÍSTICA	43
7 RESULTADOS E DISCUSSÕES	43
7.1 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA <i>IN NATURA</i>	43
7.1.1 Análise termogravimétrica (TG) da biomassa	43
7.1.2 Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)	46
7.1.3 Difractometria de Raio-X (DRX)	47
7.1.4 Teor de lignina	49
7.1.5 Teor de cinzas	51
7.2 MONITORAMENTO DOS PARAMÊTROS DE QUALIDADE DA ÁGUA	52
7.2.1 Sistema operacional	52
7.2.2 Efluente bruto	54
7.2.3 Monitoramento dos parâmetros da blenda bacteriana 01	56
7.2.3.1 pH e temperatura	56
7.2.3.2 Fósforo Total e Nitrogênio Total	57
7.2.3.3 Cor, Turbidez e Sólidos Totais	60
7.2.3.4 Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio	63
7.2.4 Monitoramento dos parâmetros da blenda bacteriana 02	66
7.3 DURABILIDADE DOS MATERIAIS NO SISTEMA DE TRATAMENTO	70
8 CONCLUSÃO	73

1 INTRODUÇÃO

A previsão da população mundial apresentada pela Organização das Nações Unidas (ONU) (2024) é de 8,5 bilhões de habitantes em 2030 e deve chegar a 9,7 bilhões em 2050. Devido a este aumento haverá uma crescente demanda por alimentos intensificando a pressão sobre os recursos naturais, resultando em sua exploração excessiva (Bui *et al.*, 2020). Por outro lado, outros fatores também vêm acarretando significativos impactos ambientais como o desenvolvimento e a industrialização em acelerada expansão. Dessa forma, a elevada taxa de poluição gerada por essas indústrias é motivo de grande apreensão (Whangchai *et al.*, 2021).

Neste contexto, a perda da qualidade da água afeta não apenas os ecossistemas aquáticos, mas também, reduz a disponibilidade de água doce potável para o consumo humano (Bui *et al.*, 2020). Em virtude dos efluentes provenientes de áreas urbanas e indústrias, os quais muitas vezes são despejados diretamente em rios, lagos e oceanos contaminam a água com substâncias químicas que podem resultar em danos prejudiciais, a curto e a longo prazo, na saúde humana (Kumar *et al.*, 2022).

Dentre os vários setores industriais, a indústria de alimentos tem causado grande impacto devido ao alto consumo de água e à elevada geração de efluentes per capita, entre elas a indústria cervejeira (Akbarzadeh *et al.* 2020). Neste cenário, o processo de produção da cerveja envolve diversas operações que demandam grande volume de água, do qual uma parte é posteriormente descartada no meio ambiente (Olajire, 2020). As águas residuais de cervejarias contêm diversos compostos orgânicos, como açúcares, amido solúvel, etanol e ácidos graxos voláteis e, por este motivo, apresentam elevada demanda química de oxigênio (DQO). Este efluente possui, geralmente, temperaturas variando de 25 °C a 38 °C, podendo atingir valores mais elevados, e níveis de pH que oscilam entre 2 e 12 (Simate *et al.*, 2011).

Os métodos envolvendo o tratamento de águas residuais são complexos e com custos elevados para as cervejarias (Ashraf; Ramamurthy; Rene, 2021), sobretudo às cervejarias artesanais que estão em grande expansão. Os tratamentos comumente empregados podem ser físicos, químicos, biológicos ou a associação dos três, com o objetivo de promover a melhor remoção de poluentes, como

açúcares, etanol, cargas orgânicas. O tratamento físico visa a remoção de materiais particulados de maior granulometria e contaminantes insolúveis em água. O tratamento químico é principalmente empregado para ajuste de pH, eliminação de partículas coloidais e algumas substâncias tóxicas, enquanto no tratamento biológico, os microrganismos convertem partículas não sedimentáveis em partículas sedimentáveis, que podem então ser removidos (Ashraf; Ramamurthy; Rene, 2021).

No processo de tratamento biológico de efluentes oriundos de cervejarias, a bioaugmentação tem se destacado como uma estratégia eficiente, caracterizando-se pela utilização de meios de suporte que favorecem a fixação e o desenvolvimento de microrganismos específicos. Essa abordagem, tem sido amplamente empregada visando à otimização dos processos de biodegradação e, conseqüentemente, a maximização da remoção de poluentes presentes nas águas residuárias (Tondera *et al.*, 2021), possibilitando o seu retorno ao meio ambiente sem grandes impactos.

Com o desenvolvimento industrial e a urgência em se tomar decisões ambientalmente corretas, muitos pesquisadores vem se dedicando a investigar acerca da possibilidade de utilizar materiais alternativos já disponíveis, que comumente são classificados como resíduos, para o tratamento de efluentes (Borowski, 2021). Logo, diversos materiais têm sido utilizados e pesquisados, pois compreendem um alto potencial para serem reaproveitados nas mais variadas aplicações (Borowski; Patuk; Bandala, 2022).

Nessa linha, o setor agrícola gera grandes volumes de resíduos sólidos em quase todas as etapas de produção, os quais frequentemente são descartados no meio ambiente sem um gerenciamento adequado. Ou seja, não são tratados nem reutilizados, sendo, na maior parte das vezes, queimado ou despejado irregularmente, o que provoca efeitos nocivos ao equilíbrio ambiental (Sadh; Duhan; Duhan, 2018).

Desse modo, esses resíduos podem ser considerados materiais indesejados por não haver comercialização, e a sua reutilização e valorização como matéria-prima para os processos produtivos pode promover a circularidade e a sustentabilidade desses processos. Os resíduos pós-colheita são predominantemente compostos de celulose e, dependendo de sua origem, podem apresentar níveis significativos de carbono e diferentes grupos funcionais (Santoliniet *al.*, 2021).

Uma alternativa sustentável para o aproveitamento dos resíduos sólidos agrícolas seria sua utilização como suporte para a adesão de microrganismos capazes de promover a degradação biológica dos poluentes presentes nos efluentes da indústria cervejeira, tais como, elevados teores de carga orgânica, nitrogênio total, fósforo total e sólido. Portanto, é necessária a realização de mais estudos acerca dos diferentes meios de suporte a serem utilizados, bem como, de blendas bacterianas utilizando esses resíduos sólidos.

2 JUSTIFICATIVA

A contaminação dos recursos naturais, em grande parte, é causada pelas águas residuais provenientes da atividade industrial. Devido ao constante crescimento do setor, diversos produtos químicos são liberados no meio ambiente, alguns sendo persistentes, tóxicos e parcialmente biodegradáveis, o que dificulta sua remoção em estações de tratamento de esgoto convencionais (Akbarzadeh *et al.*, 2020).

Nesse cenário, a indústria cervejeira tem apresentado crescimento expressivo nos últimos anos, consolidando-se como um setor de grande relevância econômica no Brasil. Segundo dados do Ministério da Agricultura e Pecuária (2024), a produção nacional de cerveja ultrapassou os 15 bilhões de litros, refletindo a expressiva dimensão do setor no país. Atualmente, o Brasil conta com 1847 cervejarias registradas, sendo que o estado do Espírito Santo se destaca ocupando a 7^a posição no ranking nacional de estabelecimentos.

Esses efluentes, se descartados sem tratamento adequado, representam uma fonte de poluição hídrica, devido à presença de altas cargas orgânicas, fósforo e nitrogênio, cujas concentrações podem superar as encontradas em esgotos domésticos (Posadas *et al.*, 2015). Diante desse cenário, a escolha do efluente cervejeiro como foco deste estudo, justifica-se pela sua representatividade no contexto industrial brasileiro, pelo impacto ambiental potencial associado ao seu descarte e pela necessidade de desenvolver alternativas sustentáveis e eficientes de tratamento.

Somado a isto, observa-se um volume expressivo de resíduos sólidos agrícolas sendo descartados de forma inadequada no meio ambiente, sem qualquer tipo de gerenciamento eficiente. Essa prática compromete o equilíbrio dos ecossistemas, contribuindo para a degradação dos recursos naturais e agravando os impactos ambientais.

Dessa forma, a escolha dos resíduos sólidos agrícolas — fibra da casca do coco, bambu, sabugo de milho, casca de eucalipto e bagaço de cana-de-açúcar — se justifica pela ampla disponibilidade dessas biomassas no território brasileiro, associada ao seu alto potencial lignocelulósico e à crescente necessidade de destinação ambientalmente e economicamente adequada. Tais materiais, frequentemente descartados de forma inadequada, representam fontes de poluição agrícola, sobretudo, devido ao volume gerado e à sua lenta degradação natural. Além disso, suas composições ricas em celulose, hemicelulose e lignina, que são características essenciais para processos de formação de biofilmes, evidenciam o potencial para aplicação em tecnologias de tratamento de efluentes.

Assim, é imprescindível compreender os impactos da poluição ambiental e desenvolver soluções sustentáveis que sejam eficazes e viáveis para diminuir e controlar os níveis de contaminação (Vijayakumaret al., 2022). O tratamento de efluentes industriais, por meio de processos biológicos utilizando resíduos sólidos agrícolas surge como uma solução eficiente para reduzir a poluição hídrica e agrícola. Além disso, essa abordagem favorece a reutilização da água e o aproveitamento sustentável de materiais que, de outra forma, seriam descartados, promovendo um ciclo sustentável de gestão ambiental (Kamali et al., 2019).

Dessa forma, torna-se essencial a realização de estudos mais aprofundados sobre os diferentes tipos de materiais, que podem ser utilizados como meio de suporte para a fixação de microrganismos, avaliando suas características físico-químicas, durabilidade e eficiência na remoção de poluentes. Além disso, é fundamental investigar o uso de blendas bacterianas específicas, capazes de atuar na degradação dos compostos presentes nos efluentes, a fim de otimizar os processos biológicos de tratamento.

3 OBJETIVOS

Monitorar e avaliar a tratabilidade de efluente da indústria de cervejaria por meio de processo biológico assistido por duas blendas de bactérias específicas, aderidas em diferentes meios de suporte, provenientes de resíduos sólidos agrícolas.

3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar os resíduos sólidos agrícolas utilizados como meio de suporte: bagaço de cana-de-açúcar, fibra do coco, casca de eucalipto, bambu e sabugo de milho;
- Avaliar e monitorar a eficiência do tratamento aquoso do efluente de cervejaria.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 POLUIÇÃO AMBIENTAL

A poluição ambiental global configura-se como um grave problema de saúde pública em escala internacional, impactando negativamente a qualidade de vida e a saúde humana. Os poluentes, que podem estar na forma sólida, líquida ou gasosa, são substâncias nocivas lançadas no ambiente em concentrações anormalmente elevadas, comprometendo a qualidade dos ecossistemas e gerando riscos significativos para a saúde e o bem-estar da população (Navarrete-Meneses *et al.*, 2024).

A poluição ambiental ocorre quando poluentes e substâncias tóxicas são liberados no ar, solo e água, sendo provenientes de atividades industriais, agrícolas e urbanas, contribuindo para mudanças climáticas, perda de biodiversidade e doenças (Hill, 2020). Desse modo, a intensificação da poluição em escala global tem se tornado uma preocupação crescente (Ukaogo; Ewuzie; Onwuka, 2020).

A contaminação do solo por metais tóxicos e poluentes orgânicos persistentes também pode representar sérios riscos à saúde humana. A exposição prolongada a essas substâncias podem levar ao envenenamento e a distúrbios endócrinos, comprometendo o desenvolvimento, especialmente em estágios iniciais da vida. Ainda, o acúmulo dessas substâncias no organismo, pode causar efeitos adversos em longo prazo, incluindo danos neurológicos e alterações hormonais (Góralczyk; Majcher, 2019). Os fatores de risco biológico são considerados riscos ambientais tradicionais e incluem microrganismos patogênicos, como bactérias, vírus, protozoários e fungos, estando presentes na água, no solo e no ar (Labordeet *al.*, 2015; Xuet *al.*, 2022).

Surtos de doenças transmitidas por alimentos, especialmente quando há contato com água contaminada, têm sido amplamente relatados, resultando em centenas de óbitos em todo o mundo. As populações mais afetadas são, em especial, crianças e indivíduos imunodeprimidos. Entre os principais sintomas, destacam-se as gastroenterites graves, que continuam figurando entre as principais causas de mortalidade infantil em diversas regiões (World Health Organization, 2016).

Os impactos da poluição na saúde humana continuam sendo um desafio complexo e de difícil solução, devido à constante evolução das condições ambientais. A deterioração da qualidade do ar, da água e do solo tem contribuído para o aumento de problemas de saúde em escala global. A busca por soluções eficazes exige esforços contínuos na implementação de políticas ambientais, no desenvolvimento de tecnologias sustentáveis e na conscientização da população para reduzir os danos da poluição (Xuet *et al.*, 2022).

4.1.1 Poluição agrícola

Os resíduos sólidos agrícolas podem ser categorizados como resíduos de campo e resíduos de processo. Os resíduos de campo são aqueles que permanecem no campo após a colheita da cultura e incluem folhas, colmos, vagens de sementes e caules. Por outro lado, os resíduos de processo são aqueles que persistem mesmo após a cultura ter sido transformada em um recurso de valor alternativo (Sadh; Duhan; Duhan, 2018).

Esses resíduos sólidos englobam uma variedade de elementos, como cascas, bagaço, sementes, folhas, caules, palha, talos, cascas, polpa, raízes, entre outros. Eles têm aplicações diversas, sendo utilizados na alimentação animal, no aprimoramento do solo, na produção de fertilizantes, bem como, em diversos processos industriais. Ainda assim, devido a grande quantidade de resíduos de campo gerada, a maioria deles não é plenamente aproveitada (Duque-Acevedo *et al.*, 2020; Sadh; Duhan; Duhan, 2018).

4.1.1.1 Fibra da casca do coco

O coco é uma fruta comumente encontrada em áreas tropicais, como o Brasil, destacando-se não apenas por seus impactos econômicos, mas também, por seu significativo papel nos aspectos sociais e ambientais, servindo como uma atividade crucial na geração de empregos e renda (Gonçalves *et al.*, 2019).

No Brasil, aproximadamente 280 mil hectares são dedicados ao cultivo de coqueiros, abrangendo praticamente todo o território nacional e resultando em uma

produção de cerca de dois bilhões de frutos (Embrapa, 2021). Segundo o Incaper, o estado do Espírito Santo desempenha um papel significativo na produção de coco, apresentando, em termos de produtividade, um dos maiores rendimentos, com sua colheita sendo direcionada tanto para o consumo local como para o mercado nacional. A cocoicultura tem grande importância socioeconômica para os municípios capixabas devido a geração de empregos e necessidade de mão de obra.

Diante deste volume de produção, conseqüentemente, são gerados uma quantidade de resíduos sólidos considerável, resultando em grandes desafios ambientais para a gestão dos municípios (Lacerda; Leitão, 2021), uma vez que o consumo de coco está em expansão contínua, impulsionado pelas características climáticas e turísticas do país (Brainer, 2021).

O coco é formado por 65% de noz e 35% de parte fibrosa presente na casca, que se caracteriza por ser muito rígida e de difícil decomposição (Rosa *et al.* 2002). As fibras são constituídas por hemicelulose, lignina e celulose, formando longas cadeias de alto grau de polimerização, o que lhes confere grande resistência mecânica (Asasutjarit *et al.*, 2007). Além disso, possuem coloração predominantemente marrom e apresentam variações significativas em comprimento e diâmetro. No entanto, propriedades como resistência à tração e módulo de elasticidade também podem variar, dependendo da origem do coco e do modo como o fruto foi manipulado antes do descarte (Ahmad *et al.*, 2022).

Embora, seja resistente a decomposição, a fibra da casca do coco se destaca por sua elevada porosidade e capacidade de retenção de água, devido a sua estrutura granular intercaladas por fibrilas. Por essa razão, tem sido incorporada na agricultura como um material de grande potencial, e na produção de biocompósitos para substituição de plásticos sintéticos (Kuet *et al.*, 2011; Rosa *et al.* 2002;).

4.1.1.2 Bambu

O bambu é uma variedade de gramínea de grande porte e extensa distribuição geográfica, sendo nativa de regiões tropicais, mas algumas de suas espécies podem ser encontradas em climas subtropicais e temperados (Librelotto *et al.*, 2019).

O Brasil é um dos países com a maior diversidade de espécies nativas de bambus. No mundo, há cerca de 1300 espécies de bambu, sendo que 258 espécies de bambus nativas brasileiras, as quais 67% são exclusivas do território nacional. Isso evidencia a singularidade e a importância da biodiversidade de bambus no país (Librelotto *et al.*, 2019).

O bambu é uma matéria prima de excelente qualidade e pode ser empregado em diversas áreas, como em construções de residências, irrigação, contenção de encostas e até mesmo em processos industriais (Drumond *et al.*, 2017). A fibra do bambu também se destaca em pesquisas acerca de materiais alternativos e sustentáveis, com o objetivo de contribuir com a preservação do meio ambiente e garantir o desenvolvimento (Moura, 2019). Sendo considerado como um material promissor alternativo aos materiais usados na construção convencional (Javadian *et al.*, 2019).

Ainda, o bambu pode ser empregado não apenas como um material sustentável de ponta em aplicações de engenharia, mas também, na indústria de alimentos alternativos, como a fibra de bambu, para aprimorar a textura dos materiais (Borowski; Patuk; Bandala, 2022). Além disso, apresenta curto ciclo de crescimento (3 a 5 anos) quando comparado ao ciclo da madeira, com considerável capacidade de captura de carbono (Emamverdian *et al.*, 2020).

4.1.1.3 Sabugo de milho

A produção de milho desempenha um papel proeminente nas atividades agropecuárias no Brasil, com uma produção aproximada de 57 milhões de toneladas de grãos. São cultivados em uma extensa área, que abrange quase 15 milhões de hectares. O milho está presente em grande parte das propriedades rurais e possui baixo valor de produção (Embrapa, 2021). Suas utilizações englobam a nutrição humana, suprimento de alimentos para animais e servem como matéria-prima para uma ampla gama de produtos industriais, além de ser uma fonte para biocombustíveis (Serna-Saldivar, 2018).

No processo de cultivo do milho, 50% da produção são obtidas na forma de grãos, enquanto a outra metade é composta por resíduos como colmos, folhas, cascas, sabugo do milho e outros componentes (Castillo-González *et al.*, 2021). Os resíduos sólidos gerados durante as operações agropecuárias são categorizados

como orgânicos e necessitam ser descartados de forma adequada (Souza *et al.*, 2019). No entanto, são comumente descartados de maneira inadequada, sendo muitas vezes submetidos a queimadas ilegais e despejos em aterros sanitários, resultando no aumento da poluição ambiental e na contribuição da emissão de gases poluentes para a atmosfera (Sadh; Duhan; Duhan, 2018).

O sabugo de milho, principal resíduo sólido do milho, é constituído por aproximadamente 34,7% de hemicelulose, 31,7% de celulose e 20,3% de lignina, sendo o restante do percentual composto por proteínas, açúcares simples, lipídeos, amido, água, hidrocarbonetos dentre outros (Souza *et al.*, 2019).

Quando há um manejo adequado, o sabugo de milho pode desempenhar um papel essencial na preservação do solo e da água, bem como, na dinâmica de nutrientes do solo, devido à sua capacidade de oferecer cobertura superficial e conter carbono e nutrientes (Santoliniet *al.*, 2021). Ou seja, ele pode ser considerado como uma biomassa abundante e de custo baixo. Devido à sua composição, tem potencial de serem transformadas em matérias-primas na produção de energia e produtos de base biológica utilizados em construções e estruturas agrícolas, e também no setor da construção em geral (Barreca, 2018).

4.1.1.4 Casca de Eucalipto

De acordo com a Embrapa (2019), no contexto econômico do Brasil, o eucalipto desempenha um papel comercial de extrema relevância, com aproximadamente 5,5 milhões de hectares e produtividade de cerca de 39 m³/ha/ano. Há mais de 700 espécies de eucalipto reconhecidas sendo utilizadas para diversos fins como lenha, estacas, moirões, dormentes, carvão vegetal, celulose e papel, chapas de fibras e de partículas, até movelaria, geração de energia, medicamentos, entre outros.

As espécies de eucalipto são amplamente utilizadas, devido ao seu rápido crescimento, adaptabilidade a diferentes regiões ecológicas, e ao seu notável potencial econômico, que se manifesta na ampla gama de usos da sua madeira. (Bayle, 2019).

A casca do eucalipto corresponde a mais de 11% do volume do tronco, com variações de acordo com a região de colheita, a idade das árvores e a diversidade genética. No entanto, o volume de resíduos gerados durante o manejo do eucalipto,

especialmente as cascas que caem no solo, é uma grande preocupação, pois pode acarretar prejuízos ambientais, como o potencial risco de incêndios (Grootemaat *et al.*, 2017). Assim, sua transformação em biomassa, comercializada a baixo custo, é frequentemente utilizada na produção de papel e na geração de energia (Casas-Ledón *et al.*, 2020).

4.1.1.5 Bagaço da cana-de-açúcar

A cana-de-açúcar é uma gramínea perene, caracterizada por colmos fibrosos ricos em sacarose, que se acumulam nos caules e servem como matéria-prima para a indústria sucroalcooleira (Kolawole *et al.*, 2021). Segundo a Embrapa (2019), o Brasil é o maior produtor e exportador mundial de açúcar e biocombustível (etanol). Além disso, durante o processo de beneficiamento, o bagaço resultante é utilizado para a geração de bioeletricidade.

A produtividade média de cana-de-açúcar no Brasil na safra 2022/23 foi de 70.484 kg/ha, 1,6% superior à safra de 2021/22, o que indica maiores rendimentos. A região sudeste é a responsável por 62% da produção nacional com área colhida estimada em 4.934,3 mil hectares (Conab, 2023).

O bagaço de cana-de-açúcar consiste em uma fibra lignocelulósica composta por cerca de 35–50% de celulose e 20–25% de hemicelulose embutida em cerca de 15–25% de matriz de lignina, e um teor de cinzas de 4–6% (Rezende *et al.*, 2011)

4.1.2 Poluição da água

As águas superficiais, abrangendo lagos, reservatórios, canais, rios e riachos, representam um recurso essencial, fornecendo suprimento hídrico para a agricultura e a indústria, além de uma grande parcela para o abastecimento de água potável para residências. A gestão inadequada da água persiste como um dos problemas mais sérios na administração de recursos globais (Sasakova *et al.*, 2018).

Nesse contexto, uma quantidade crescente de poluentes é lançada diariamente nos ecossistemas aquáticos, oriundos do rápido e contínuo avanço da indústria e das ações humanas, incluindo metais tóxicos, substâncias químicas contaminantes, medicamentos, corantes orgânicos, entre outros (Zhanget *et al.*, 2021).

Assim, resulta em diversos prejuízos diretos, tanto para o ser humano, quanto para o meio ambiente, comprometendo a qualidade da água, afetando a biodiversidade, os recursos pesqueiros e a disponibilidade de água potável (Ibrahim *et al.*, 2020; Szpyrka *et al.*, 2020).

A situação se agrava quando a água das chuvas, ao infiltrar no solo, pode eventualmente se tornar água subterrânea, e a proteção inadequada das águas superficiais contra a contaminação por resíduos humanos podem resultar no desabastecimento de água para a população. Inúmeras doenças infecciosas, que afetam tanto animais quanto seres humanos, são veiculados através da água (Sasakova *et al.*, 2018).

4.1.2.1 Efluentes industriais

O despejo de águas residuais provenientes de atividades industriais e domésticas causou um aumento da poluição das fontes de água doce e na diminuição de água potável (Andersson *et al.*, 2016). Devido à facilidade de acesso, rios e outras fontes de água superficiais são os principais destinos para o descarte de águas residuais, as quais podem conter microrganismos, metais tóxicos e substâncias químicas nocivas (Chowdhary; Raj; Bharagava, 2018). A presença de metais tóxicos tem sido identificada em peixes, o que também representa possíveis ameaças para a saúde humana, podendo evoluir para problemas mais graves de saúde (Maurya *et al.*, 2019).

A remoção de micropoluentes presentes em águas superficiais se torna uma tarefa difícil e onerosa por meio de sistemas tradicionais de tratamento de água. Estes sistemas possuem pouca eficiência, levando ao acúmulo contínuo dessas substâncias na água (Hairom *et al.*, 2021).

Diante do exposto, é evidente que os diversos usos da água têm efeitos tanto na sua qualidade quanto na quantidade disponível e a gestão da poluição hídrica e dos recursos hídricos desempenha um papel fundamental em escala global (Sasakova *et al.*, 2018).

4.1.2.2 Indústria cervejeira

No setor de alimentos e bebidas, a indústria cervejeira desempenha um papel fundamental na economia de muitos países (Dias *et al.*, 2020). Segundo o Ministério da Agricultura e Pecuária (Mapa)(2024) no Brasil há atualmente 1.847 cervejarias registradas, distribuídas em 722 municípios. Durante o ano de 2023, houve um aumento de 118 novos estabelecimentos, o que corresponde a um crescimento de 6,8%, mostrando a expansão contínua desse mercado, indicando que a atividade está progredindo de forma sólida com o passar dos anos.

Nesse contexto, a região Sudeste concentra 46,3% das cervejarias registradas no país, totalizando 856 estabelecimentos, com destaque para o Espírito Santo, que ocupa a 7ª posição entre os estados com maior número de cervejarias (Mapa, 2024).

No decorrer da produção de cerveja, um volume substancial de água é utilizado, resultando na geração significativa de efluentes líquidos (Hultberg; Bodin, 2017). Sendo utilizada tanto como matéria-prima, quanto nas operações unitárias, principalmente para refrigeração, elevação de vapor e na limpeza de pisos e embalagens (Kumaret *al.*, 2022).

O descarte de águas residuais que não tenham passado por tratamento adequado ou tenham sido tratadas apenas parcialmente, também contribui para a poluição dos recursos hídricos (Hultberg; Bodin, 2017). Esses efluentes geralmente contêm concentrações elevadas de carbono orgânico e fósforo, além de níveis de nitrogênio comparáveis, ou até superiores, aos observados nas águas residuais brutas provenientes de uso doméstico (Posadas *et al.*, 2015). Esses compostos orgânicos requerem oxigênio para sua decomposição. Assim, quando um efluente com alto conteúdo de matéria orgânica é lançado em um rio, as bactérias presentes no ambiente realizam a oxidação dessa matéria. Durante o processo de oxidação, o oxigênio dissolvido na água é consumido mais rápido do que pela aeração, o que pode resultar em baixos níveis de oxigenação meio aquático (Simateet *al.*, 2011).

O efluente de uma fábrica de cerveja pode ser destinado de diversas formas. Entre elas há o efluente tratado completamente em um sistema de esgoto municipal, que pode ser transferido para esse sistema após um pré-tratamento na cervejaria, ou ser submetido à tratamento integral em uma estação de tratamento de águas residuais da própria cervejaria (Simateet *al.*, 2011).

Durante o processo de fabricação de cerveja, utilizam-se como principais insumos: cevada maltada e/ou outros cereais, grãos não maltados, xaropes de açúcar ou milho, lúpulo, água e fermento (Maria *et al.*, 2023). Dentre esses, a cevada maltada é amplamente empregada como a matéria-prima predominante pela maioria das cervejarias, devido ao seu alto teor enzimático e capacidade de conversão de amido em açúcares fermentáveis, essenciais para a produção da cerveja (Olajire, 2020).

A variabilidade na composição do afluente da estação de tratamento de efluentes de cervejarias é influenciada diretamente pelas operações internas do processo produtivo. Etapas como a lavagem da cevada maltada, caracterizada por alta carga de carboidratos, a higienização de caldeiras de fervura, a purga de tanques de fermentação de levedura e a limpeza de outras unidades de processamento resultam em oscilações significativas na carga orgânica e inorgânica do efluente. Além disso, o uso de produtos químicos durante a sanitização e o efluente bruto de processos associado ao grande volume de água utilizado, também impacta a qualidade e a complexidade do tratamento desses efluentes, visto que, provoca a diluição e a consequente elevação na concentração de sólidos dissolvidos totais (Maria *et al.*, 2023; Khumalo *et al.*, 2022).

Outros fatores também influenciam as características do efluente cervejeiro, como a composição das matérias-primas, o uso de aditivos químicos, os produtos de limpeza, os fluidos de resfriamento e, o volume de água empregado (Maria *et al.*, 2023). Por conseguinte, os efluentes provenientes do processo cervejeiro representam um desafio ambiental considerável devido às suas características físico-químicas e biológicas. Isto é, elevada carga de sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total, além de altas demandas química e bioquímica de oxigênio, indicando um potencial significativo de poluição orgânica. Adicionalmente, podem conter microrganismos patogênicos, tornando essencial a aplicação de estratégias eficazes de tratamento para mitigar impactos ambientais e garantir conformidade com a legislação vigente (Adugna *et al.*, 2024).

4.2 TRATAMENTO DE EFLUENTE CERVEJEIRO

Os tratamentos de efluentes visam cumprir os requisitos da legislação ambiental para a descarga de efluentes em corpos d'água, e, em determinadas situações, possibilitar a reutilização da mesma (Nalevaiko; Rufato; Teleken, 2021).

Há diversos métodos de tratamento de efluentes, entre eles os físicos e físico-químicos, como por exemplo, adsorção, coagulação e precipitação, oxidação, separação por membranas, processos oxidativos avançados; e os biológicos, como tratamento aeróbio, digestão anaeróbia, entre outros. A combinação destes métodos também tem sido usada para o tratamento de efluentes industriais (Kamali; Khodaparast, 2015).

Nos métodos físicos, os efluentes passam por processos que permitem a remoção de contaminantes, fazendo com que os sólidos em suspensão se depositem ou flutuem. Contudo, essa abordagem tem uma eficiência limitada na remoção da DBO e geralmente precisa ser associada a outros métodos. Nos métodos físico-químicos, ocorre o ajuste de pH ou a aplicação de coagulação e floculação, onde pequenas partículas têm a capacidade de se agregar, tornando-se passíveis de remoção posterior, por meio de processos de separação física.

Por fim, os métodos biológicos envolvem degradação por microrganismos, dos poluentes orgânicos biodegradáveis presentes nas águas residuárias, sendo especialmente empregados no pré-tratamento de efluentes de cervejarias devido à eficácia na redução da DBO e da DQO, juntamente com custos de investimento reduzidos (Dias *et al.*, 2020). Esses métodos se baseiam na ação de uma variedade de microrganismos que, por meio de processos aeróbicos ou anaeróbicos, promovem a conversão dos poluentes orgânicos biodegradáveis presentes nos efluentes (Dias *et al.*, 2020).

A bioaugmentação é um método usualmente empregado no tratamento de águas residuárias que consiste na seleção de microrganismos capazes de degradar poluentes específicos do efluente (Sauer, 2003). Assim, diversas pesquisas têm sido conduzidas para aprimorar a eficiência do tratamento biológico de efluentes, incluindo ações como o isolamento e identificação de microrganismos, especialmente espécies bacterianas que demonstram habilidade para sobreviver e degradar, de maneira eficaz, as substâncias persistentes em efluentes industriais (Gholamiet *et al.*, 2022).

4.2.1.1 Microrganismos envolvidos no tratamento biológico de efluentes

O filo *actinobactéria* é composto por bactérias Gram-positivas, que compreende uma diversidade de microrganismos amplamente distribuídos na natureza, podem ser aeróbias, microaerófilas ou anaeróbias (Sarveswari; Solomon, 2019; El Othmany *et al.*, 2021). Devido às suas propriedades fisiológicas e metabólicas são largamente utilizadas nas agroindústrias, no setor farmacêutico e em processos de biorremediação. Além disso, desempenham um papel essencial nos ciclos geoquímicos naturais, especialmente devido à sua alta capacidade de degradar matéria orgânica (Polkadeet *et al.*, 2016).

O filo *Bacteroidetes* é altamente diversificado, sendo registrado em diversos ambientes de água doce (Gautam; Lear; Lewis, 2022) e no solo, onde desempenha um papel ecológico crucial. Esses microrganismos estão envolvidos na decomposição de matéria orgânica de alto peso molecular, como proteínas e carboidratos, contribuindo para o equilíbrio biogeoquímico dos ecossistemas (Thomas *et al.*, 2011).

O filo *Proteobacteria* é formado por bactérias Gram-negativas (Ribeiro *et al.*, 2024), que habitam em diversos ecossistemas, onde se destacam pela sua capacidade de iniciar a formação de biofilmes devido a eficiência de adesão às superfícies (Bricheux *et al.*, 2013).

O filo *Verrucomicrobia*, embora amplamente disseminado e abundante na natureza, possuem poucas espécies conhecidas e são exclusivamente anaeróbias. (Val- Moraes *et al.*, 2009). As bactérias desse filo têm sido identificadas como um dos grupos predominantes em biofilmes e em águas residuais tratadas ou recuperadas (Zhang *et al.*, 2019).

Embora cada filo apresente características distintas, várias bactérias pertencentes aos filios destacados possuem a capacidade de formar biofilmes, que são estruturas microbianas altamente organizadas e interdependente de microrganismos, nas quais se aderem a superfícies e se protegem por uma matriz extracelular de polímeros, facilitando a troca de nutrientes e a proporcionam resistência a fatores ambientais adversos (Haqueet *et al.*, 2024). A aplicação de comunidades de biofilme apresenta um grande potencial para aprimorar os processos de biorremediação (El Othmany *et al.*, 2021).

A formação do biofilme ocorre em etapas sucessivas e bem definidas, as quais incluem: adesão, maturação, desprendimento e dispersão. O primeiro e determinante é a adesão microbiana, que pode ser reversível ou irreversível, na qual os microrganismos se fixam à uma superfície sólida por meio de interações físicas e químicas, onde se multiplicam e dão início a formação de um agregado de células (El Othmany *et al.*, 2021). Nesse estágio ocorre a comunicação entre as células, chamada de quorum sensing, exercendo papel fundamental na ligação entre as células. A matriz extracelular começa a ser secretada pelas células bacterianas, oferecendo suporte estrutural ao biofilme em formação quanto no desprendimento do biofilme. Na etapa de maturação, a matriz extracelular do biofilme se desenvolve progressivamente, tornando-se mais complexa e resistente, sendo composta principalmente por polissacarídeos, proteínas e DNA extracelular, proporcionando proteção e estabilidade estrutural contra agentes antimicrobianos, desidratação e estresse ambientais (Lasa; Penadés, 2006; Sfaelou; Karapanagioti; Vakros, 2015). Por fim, em resposta a estímulos ambientais, ao longo do tempo, algumas células se desprendem, permitindo a disseminação das bactérias e a formação de biofilme em novos locais (Alotaibi; Bukharl, 2021).

A formação do biofilme bacteriano é influenciada diretamente pelos tipos de superfícies às quais os microrganismos se aderem, cujas propriedades, como porosidade, área superficial, rugosidade e densidade do meio de suporte afetam esse processo. Com relação aos microrganismos, diferentes espécies bacterianas apresentam preferências por distintos tipos de superfícies e condições ambientais para a formação de biofilme. Além disso, frequentemente, diversas espécies bacterianas podem coexistir em um único biofilme, o que aumenta a complexidade e a resistência dessas comunidades (Rendueles; Ghigo, 2015).

Por outro lado, o meio de suporte ideal deve ser atóxico para os microrganismos, apresentar boas propriedades de transferência de massa, estabilidade química e resistência estrutural adequada, garantindo um ambiente eficiente para o crescimento e a atividade microbiana (Sfaelou; Karapanagioti; Vakros, 2015). Além disso, eles devem apresentar baixo custo, alta resistência, durabilidade contra abrasão e ser inertes em relação ao ataque biológico, garantindo sua eficácia e longevidade no processo de formação do biofilme (Dinamarca *et al.*, 2010).

Nos processos de tratamento de efluentes, os nutrientes fornecidos são consumidos pelos microrganismos para realizar suas atividades metabólicas e promover seu crescimento, resultando na degradação, remoção ou bioacumulação dos contaminantes (Lago *et al.*, 2024). As vantagens da utilização desse sistema incluem o gerenciamento eficiente da biomassa ao longo do tempo em ambientes contaminados, a separação eficaz da matéria orgânica da água tratada, além da estabilidade e possibilidade de reutilização sem perda significativa de atividade dos microrganismos (Mehrotra *et al.*, 2021).

No tratamento biológico de efluentes, diversos materiais tem sido utilizado como meio de suporte e são introduzidos no sistema para favorecer a fixação de microrganismos decompositores (De Oliveira; Nariyosh, 2012) como polietileno (PE), álcool polivinílico (PVA) (Sfaelou; Karapanagioti; Vakros, 2015). No entanto, ainda há uma falta de perspectiva sobre a utilização de materiais naturais disponíveis e suportes derivados de resíduos sólidos, que poderiam ser alternativas sustentáveis para a formação de biofilmes em processos de biorremediação (Palet *et al.*, 2020).

Nesse contexto, a utilização de resíduos sólidos agrícolas, como bambu, casca de eucalipto, sabugo de milho, fibra de casca de coco e bagaço de cana-de-açúcar, como suportes para a adesão de microrganismos formadores de biofilmes, representa uma alternativa inovadora. Essa estratégia permite integrar o tratamento de efluentes industriais, como os de cervejarias, com a destinação sustentável de resíduos sólidos agrícolas potencialmente poluidores.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 COLETA DOS MATERIAIS

Para realização do projeto, foram utilizados cinco meios de suporte, sendo eles (Figura 1): sabugo de milho, casca de eucalipto, bagaço de cana-de-açúcar, bambu, fibra da casca de coco e duas blendas bacterianas. Para cada tratamento proposto, foram realizadas três repetições, para garantir a confiabilidade dos resultados.

O sabugo de milho e o bagaço da cana-de-açúcar foram coletados em uma propriedade privada, localizada no distrito de Piaçu, município de Muniz Freire,

Espírito Santo. A casca de eucalipto foi obtida através de uma parceria com um professor do Departamento de Ciências Florestais e da Madeira da Universidade Federal do Espírito Santo (Ufes), campus de Alegre, Espírito Santo. A fibra de coco foi adquirida no comércio local do município de Alegre. O bambu e a blenda de bactérias 01 foram fornecidos pelo *startup* “Zero Esgoto”, sediada no município de Irupi, no Sul do Espírito Santo. A blenda bacteriana 02 foi adquirida por meio de compra online em uma biofábrica especializada. A água residual do efluente cervejeiro foi fornecida por uma cervejaria parceira, situada no município de Ibatiba, Espírito Santo. Para isso, as amostras foram coletadas antes do descarte no ambiente circundante, utilizando-se recipientes plásticos. Após a coleta, as amostras foram imediatamente transportadas para o Laboratório de Tecnologias Sustentáveis (LabTeS) na Ufes, campus Alegre, sob condições controladas e armazenadas sob refrigeração a 4°C, garantindo a preservação de suas características físico-químicas e microbiológicas até a realização das análises.

Figura 1. Resíduos sólidos agrícolas *in natura* utilizados como meio de suporte (a) fibra da casca de coco; (b) casca de eucalipto; (c) bagaço da cana-de-açúcar; (d) sabugo de milho; (e) bambu.



Fonte: Autoria própria (2024).

5.1.1 Blendas bacterianas utilizadas para formação do biofilme

As bactérias presentes nas blendas 01 e 02 pertencem a distintos filos e desempenham papéis cruciais na degradação de compostos orgânicos encontrados em efluentes, contribuindo para a eficiência do processo de tratamento. As Tabelas

01 e 02 apresentadas detalham os filos e gêneros bacterianos selecionados para a pesquisa, especificando suas funções metabólicas dentro do contexto da remoção de poluentes.

Tabela 1. Filos e gêneros bacterianos identificados nas amostras analisadas, suas características gerais e os processos biológicos associados a blenda bacteriana 01.

Filo	Gênero	Processo que participa
<i>Actinobacteria</i>	<i>Streptomyces</i>	degradação de polímeros/decompositor
	<i>Microbacterium</i>	degradação de polímeros/decompositor
	<i>Chthonomonas</i>	degradação de polímeros/decompositor
	<i>Flavobacterium</i>	degradação de polímeros/decompositor
	<i>Chryseobacterium</i>	degradação de polímeros/decompositor
	<i>Sphingobacterium</i>	degradação de polímeros/decompositor
	<i>Prevotella</i>	degradação de polímeros
	<i>Flavobacteriaceae</i>	-
	<i>Prevotellaceae</i>	-
	<i>Bacteroidales</i>	<i>Bacteroidales</i>
<i>Proteobacteria</i> (Classe β)	<i>Comamonas</i>	degradação de compostos aromáticos
	<i>Aquitalea</i>	degradação de monossacarídeos/desnitrificação
	<i>Ideonella</i>	fixação de N/degradadora de perclorato
	<i>Burkholderia</i>	degradação de polímeros
	<i>Dechloromonas</i>	detrificação/degradadora de perclorato/degradação de compostos aromáticos

	<i>Zooglea</i>	degradação de polissacarídeos (formadora de biofilme)
	<i>Azospira</i>	Fixação de N/degradadora de perclorato/degradação de di e monossacarídeos.
	<i>Rhodocyclaceae</i>	-
	<i>B-proteobacteria</i>	-
<i>Proteobacteria</i> (Classe α)	<i>Acinetobacter</i>	degradação de polímeros/degradação de xenobióticos (aromáticos)/acúmulo de fosfato
	<i>Pseudomonas</i>	decomposição de matéria orgânica
	<i>Enterobacter</i>	degradadoras de açúcares
	<i>Klebsiella</i>	degradadoras de açúcares
	<i>Pantoea</i>	degradadoras de açúcares
	<i>Serratia</i>	degradadoras de açúcares
	<i>Pseudomonadales</i>	-
	<i>Enterobacteriaceae</i>	-
	<i>Proteobacteria</i>	-
<i>Firmicutes</i>	<i>Clostridium</i>	degradação de polissacarídeos/ fermentação
	<i>Mitsuokella</i>	degradação de polissacarídeos/ fermentação
	<i>Megasphaera</i>	degradação de polissacarídeos/ fermentação
	<i>Oscilibacter</i>	degradação de polissacarídeos/ fermentação
	<i>Clostridiales</i>	-
	<i>Ruminococcaceae</i>	-
	<i>Veillonellaceae</i>	-
	<i>Streptococcaceae</i>	-
	<i>Clostridiaceae</i>	-

Verrucomicrobia *Spartobacteria* -

Fonte: Autoria própria (2025).

Tabela 2. Filos e gêneros bacterianos identificados nas amostras analisadas, suas características gerais e os processos biológicos associados a blenda bacteriana 02.

Filo	Gênero	Processo que participa
<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillus</i>	biodegradação de compostos orgânicos
	<i>Parnibacillus</i>	Degradação de compostos aromáticos
<i>Actinobacteria</i>	<i>Arthrobacter</i>	Degradação de hidrocarbonetos
	<i>Nocardia</i>	Degradação de compostos orgânicos
	<i>Rhodococcus</i>	Degradação de compostos orgânicos
	<i>Micrococcus</i>	Degradação de hidrocarbonetos

Fonte: Autoria própria (2025).

5.2 CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL DE SUPORTE

5.2.1 Análise termogravimétrica (TGA)

A análise termogravimétrica foi conduzida no Laboratório de Engenharia Química 01, localizado no Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da UFES, campus Alegre. Essa caracterização objetiva a análise do perfil da degradação térmica da biomassa dos cinco materiais que foram utilizados como meio suporte no tratamento de efluente: bagaço de cana-de-açúcar, fibra do coco, casca de eucalipto, bambu e sabugo de milho.

O procedimento consiste em elevar a temperatura a 30°C, mantendo condições isotérmicas por 60 min. A análise foi realizada utilizando um analisador termogravimétrico Setaram, modelo LabSys EVO, sob atmosfera inerte de N₂. A

temperatura foi aumentada de 30°C para 1000°C a uma taxa de aquecimento de 10°Cmin⁻¹. Ao término, obteve-se o perfil de decomposição térmica.

5.2.2 Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR)

A espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier foi realizada no Laboratório de Química 03 do Centro de Ciências Exatas, Naturais e Saúde da UFES, campus Alegre. Esse procedimento foi empregado para detectar a presença de grupos funcionais na estrutura dos materiais utilizando o equipamento Bruker (Modelo Tensor-27). As análises foram realizadas utilizando o método de reflectância total atenuada (ATR), variando a energia de 4000 cm⁻¹ até 600 cm⁻¹ com uma resolução de 4 cm⁻¹ e acúmulo de 32 varreduras.

5.2.3 Difratometria de raios-X (DRX)

A difratometria de raios-X foi realizada no Laboratório de Engenharia Química 01, do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias, da UFES campus Alegre. A determinação das fases cristalinas dos materiais de pesquisa foi realizada por meio da técnica de difração de raios-X em pó, utilizando o sistema Rigaku (modelo Mini-Flex 600). Os difratogramas foram coletados variando 2θ de 5° a 70° com incrementos de 0,01 θ s⁻¹, usando radiação Cu-Kα (λ = 1,541 Å). Os difratogramas foram analisados por meio de software para identificação das fases cristalográficas.

5.2.4 Teor de cinzas

Para a determinação do teor de cinzas, uma amostra de cada material foi depositada em um cadinho de cerâmica e submetida a um processo de secagem convencional em estufa a 100°C por um período de 24 horas. Seguidamente, as amostras foram pesadas e submetidas a um aquecimento na mufla até 500 °C, com uma taxa de aquecimento de 10 °C min⁻¹ e mantida nessa temperatura por 1 hora. As amostras foram resfriadas em dessecador para medir o valor da massa. Na sequência as amostras foram novamente aquecidas a 500°C por 30 min e resfriadas para uma nova determinação da massa. Essa sequência foi repetida até obtenção de um valor de massa constante. Para o cálculo do teor de cinzas, foi utilizado a seguinte Equação 1:

$$C_z = \frac{M_r}{M_b} \times 100 \quad (1)$$

Onde C_z corresponde ao teor de cinzas (%), M_R é a massa residual do material (g) e M_B é a massa do material (g).

5.2.5 Teor de lignina

A determinação do teor de lignina dos cinco materiais de meio de suporte foi realizada no Laboratório de Química 03, do Centro de Ciências Exatas, Naturais e Saúde da UFES campus Alegre. Para isso, foi utilizada a metodologia proposta por (Korpinenet *al.*, 2014), onde aproximadamente 1,0 g do material seco foram colocados em um almofariz previamente identificado e foram digeridos em 7,5mL de solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4) a 72% (m/m) em um banho de gelo sob agitação por duas horas, para garantir que a amostra esteja completamente dissolvida. Posteriormente, a amostra foi transferida para um balão de fundo redondo com junta esmerilhada e foram adicionados 167,5 ml de água visando diluir o ácido sulfúrico para 3%. Em seguida, a solução foi aquecida até a fervura por quatro horas em sistema de refluxo, garantindo que a concentração de H_2SO_4 permaneça constante em 3% durante todo o processo. A solução foi deixada em repouso por aproximadamente 12h para garantir a completa sedimentação da lignina. Depois, a lignina insolúvel em ácido foi separada por filtração a vácuo e o papel com o resíduo retido no filtro foi levado para a estufa a 105 ± 3 °C por 24h, para garantir massa constante. Após o período de secagem, o papel filtro foi pesado, sendo subtraída a massa do papel de filtro seco, para a determinação da lignina insolúvel em ácido. O cálculo do teor de lignina insolúvel em ácido foi realizado por meio da equação 2.

$$\text{Lignina insolúvel em ácido (\%)} = \left(\frac{\text{massa da lignina insolúvel em ácido da amostra}}{\text{massa da amostra}} \right) * 100 \quad (2)$$

Após obtenção do filtrado, sua absorbância foi medida em um espectrofotômetro para determinar o teor de lignina. As medições foram realizadas a 205 nm em uma cubeta de quartzo com caminho óptico de 10 mm, utilizando ácido sulfúrico a 3% diluído 50 vezes como branco. O teor de lignina solúvel em ácido foi

então calculado com base nas Equações 3 e 4. Então, o teor total de lignina da amostra foi obtido somando as frações solúveis e insolúveis em ácido.

$$B = \frac{A}{110} * 50 \quad (3)$$

Em que "A" representa a absorbância.

$$\text{Lignina solúvel em ácido (\%)} = \frac{B*V*100}{1000*W} \quad (4)$$

Em que "B" representa o teor de lignina no filtrado (g mg^{-1}), "V" o volume total do filtrado (L) e "W" é o peso da amostra seca em estufa (g).

5.3 MONTAGEM E OPERAÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

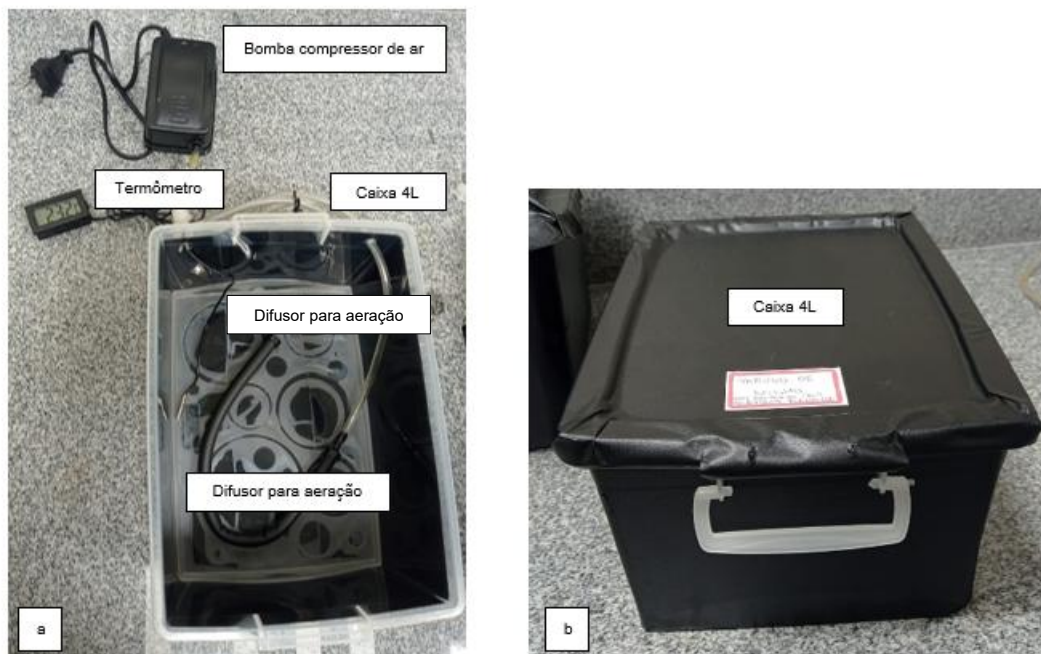
Os experimentos referentes ao tratamento do efluente industrial proveniente da indústria cervejeira foram conduzidos com cinco materiais utilizados como meio de suporte para formação do biofilme bacteriano (bagaço de cana-de-açúcar, bambu, casca de eucalipto, sabugo de milho e fibra de coco), duas blendas bacterianas distintas e em três repetições cada, totalizando sessenta unidades experimentais.

Para atingir um volume útil total de aproximadamente 4 litros no sistema de tratamento de bancada e garantir que esse volume permita a retirada de alíquotas para as análises previstas sem comprometer o volume total, foi montado um esquema utilizando caixas (Figuras) de polipropileno com capacidade de 4 litros e dimensões de 26,5 cm de comprimento, 19 cm de largura e 12,5 cm de altura. As caixas foram revestidas com plástico adesivo preto para bloquear a entrada de luz solar no sistema, uma vez que, a exposição à luz pode prejudicar as atividades celulares das bactérias. O volume interno foi dividido de forma que aproximadamente 50% fossem preenchidos com o material suporte, enquanto os outros 50% foram destinados a blanda bacteriana.

Considerando a singularidade de cada blanda, foram montados dois sistemas distintos, um sem sistema de aeração para o desenvolvimento do biofilme bacteriano

da blenda1 e outro com oxigenação, para atender as necessidades metabólicas da blenda 2 (Figuras 2).

Figura 2. Sistema operacional para formação do biofilme das blendas bacterianas e tratamento do efluente cervejeiro (a) com oxigenação; (b) sem oxigenação.



Fonte: Autoria própria (2024).

5.4 PROCEDIMENTOS E MÉTODOS ANALÍTICOS

Os parâmetros turbidez, cor, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total e fósforo total foram obtidos de acordo com a metodologia proposta por Apha, 23^a ed. (2017). Os demais parâmetros – pH, oxigênio dissolvido e sólidos totais – foram obtidos através de equipamentos portáteis.

O sistema operacional contendo dois litros da blenda bacteriana ficou em repouso por 45 dias, com tempo destinado à adesão e maturação do biofilme nos meios de suporte. Posteriormente, todo o líquido presente no sistema foi removido. Em seguida, foram adicionados 2 litros de efluente bruto de cervejaria, dando início ao monitoramento analítico da qualidade da água residuária (efluente tratado).

Para avaliar o desempenho das unidades experimentais ao longo das 36 horas de monitoramento, foram realizadas medições periódicas com equipamentos

portáteis para leitura dos parâmetros: turbidez, pH, oxigênio dissolvido, sólidos totais e temperatura. Durante as primeiras horas do experimento, as medições foram efetuadas em intervalos de uma hora. Após aproximadamente 10 horas, os intervalos entre as medições foram ampliados a cada 8 horas, ajustando-se a frequência das coletas conforme a dinâmica das variações observadas nos parâmetros analisados.

Após a realização de testes preliminares para determinar o tempo ideal de tratamento do efluente cervejeiro associado à formação de biofilmes bacterianos nos diferentes meios de suporte estudados, estabeleceu-se o período de 36 horas como tempo adequado para o monitoramento analítico. Nesse intervalo, foram coletadas três amostras representativas de cada tratamento, com o objetivo de viabilizar a execução das análises propostas. Para as análises de Demanda Bioquímica de Oxigênio, cor e turbidez utilizaram-se um frasco de 500 mL. Para as determinações de fósforo total, nitrogênio total e Demanda Química de Oxigênio, foram coletados dois frascos de 300 mL contendo ácido sulfúrico como conservante, conforme as normas analíticas recomendadas. Todas as amostras foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo para manter sua integridade e posteriormente enviadas ao laboratório responsável para a realização das análises físico-químicas localizado na Serra, município do Espírito Santo.

Como cada efluente tratado foram conduzidos em dias distintos, em cada envio para o laboratório, também eram encaminhadas novas amostras do efluente bruto. Esse procedimento visava garantir uma comparação precisa entre os tratamentos, considerando que as características do efluente bruto poderiam sofrer variações ao longo do tempo. Dessa forma, assegurou-se que as análises refletissem com maior fidelidade as condições reais do sistema, minimizando interferências decorrentes de possíveis alterações nas propriedades do efluente. A Tabela03 destaca as variáveis que foram analisadas durante a realização do experimento para o tratamento do efluente proveniente da cervejaria.

Tabela 3. Técnicas utilizadas para preservação das amostras para análise de qualidade (OD: Oxigênio Dissolvido; DBO: Demanda Bioquímica De Oxigênio; DQO: Demanda Química De Oxigênio; FT: Fósforo Total; NT: Nitrogênio Total; ST: Sólidos Totais).

Parâmetro	Equipamento	Preservação	Prazo para análise
Cor	Espectrofotômetro	Refrigerar a 4°C	48 h
OD	Oxímetro	2 mL sol. sulfato manganoso e 2 mL sol. álcali iodeto	8h
DBO	BOD - Incubação por 5 dias a 20 °C	Refrigerar a 4°C	7 dias
DQO	Tubos de digestão	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	7 dias
FT	Espectrofotômetro	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2.	28 dias
NT	Titulométrico	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2.	7 dias
pH	pHmêtro	Refrigerar a 4 °C	6 horas
ST	Gravimétrico	Refrigerar a 4°C	7 dias
Turbidez	Turbidímetro	Refrigerar e manter ao abrigo da luz	24 horas

Fonte: ABNT NBR 9898: 1987.

A eficiência dos testes foi avaliada por meio do monitoramento da remoção de matéria orgânica no reator, complementado pela análise de diversos parâmetros, como pH, cor, turbidez, sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total. Além disso, foi realizada uma observação visual para verificar a adesão e o crescimento dos microrganismos nos meios de suporte, a fim de avaliar a eficácia do biofilme na remoção dos poluentes.

5.4.1 Turbidez

Para a medição da turbidez foi utilizado um turbidímetro portátil. Com o aparelho já calibrado, a cubeta foi preenchida com a mesma. O tubo foi

homogeneizado utilizando inversão três vezes e posteriormente introduzida na célula para realização da leitura, registrando o valor resultante em unidades nefelométricas de turbidez (NTU).

5.4.2 Cor

Neste parâmetro, é fundamental distinguir a cor aparente, que pode ser afetada pela turbidez da água, da cor verdadeira. Assim, a obtenção da cor real das amostras de efluente foi por meio da centrifugação. O procedimento consistiu em medir 15 mL da amostra e adicionar em tubos Falcon e então colocá-los na centrífuga por 30 minutos. Seguidamente, o sobrenadante da amostra do tubo foi transferido para a cubeta espectrofotométrica para a realização da leitura no espectrofotômetro em comprimento de onda de 456 nm. Com esses dados, foi calculado o valor da cor real em UC (unidades de cor) ou mg L^{-1} de cloroplatinato de potássio através da curva de calibração.

Para a cor aparente foi necessário transferir um volume da amostra bruta para a cubeta espectrofotométrica e ler no espectrofotômetro em comprimento de onda de 456 nm e então calcular o valor da cor real através da curva de calibração.

5.4.3 pH

A leitura do pH das amostras foi realizada por intermédio de um pHmetro portátil. Para isso, uma amostra do efluente foi transferida para um béquer de 250 ml e então os eletrodos foram introduzidos na amostra a ser medida e foi feita a leitura do valor do pH do efluente.

5.4.4 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido foi mensurado através de um oxímetro portátil. A sonda do equipamento foi submersa diretamente nos recipientes de tratamento contendo o efluente, atingindo uma profundidade aproximada de 10 cm. Isso permite que a sonda seja influenciada pelo sistema automático de compensação de temperatura, sendo necessário agitar levemente a sonda no conteúdo a ser mensurado para

garantir boa estabilidade. A leitura da concentração de OD (mg L^{-1}) foi observada no leitor do equipamento.

5.4.5 Sólidos Totais (ST)

Foi utilizado um equipamento portátil para medir os sólidos totais do efluente, o qual funciona através de um sensor de condutividade elétrica/turbidez. A amostra do efluente foi colocada no recipiente do dispositivo, que realiza a medição da quantidade de sólidos em suspensão. O sensor do equipamento detecta a variação na condutividade elétrica ou na absorção de luz, que está diretamente relacionada à concentração de sólidos. O valor obtido é exibido no visor (mg L^{-1}), permitindo a quantificação dos sólidos totais presentes na amostra.

5.4.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Para a determinação da demanda química de oxigênio foi utilizado o método do refluxo fechado e colorimétrico. Neste método, alíquotas de 2,0 mL das amostras foram transferidas para tubos de digestão específicos, aos quais foram adicionados 1,5 mL de solução padrão de dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) e 3,5 mL de uma solução concentrada de ácido sulfúrico contendo sulfato de prata (Ag_2SO_4) como catalisador da reação. Em amostras com potencial presença de íons cloreto, foi adicionado também sulfato de mercúrio (HgSO_4) para complexação, evitando interferências na oxidação da matéria orgânica. Os tubos foram então selados e colocados em bloco digestor à temperatura constante de $150\text{ }^\circ\text{C}$ por um período de duas horas. Após o tempo de digestão, os tubos foram resfriados à temperatura ambiente e submetidos à leitura espectrofotométrica a 600 nm, utilizando-se espectrofotômetro devidamente calibrado. A DQO foi calculada com base na diferença de absorbância entre a amostra e o branco, sendo os resultados expressos em miligramas de oxigênio por litro ($\text{mg O}_2\text{ L}^{-1}$).

5.4.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) baseia-se na medição da quantidade de oxigênio dissolvido consumido por microrganismos aeróbios durante a estabilização da matéria orgânica biodegradável presente na amostra, em um período de incubação de cinco dias a $20\text{ }^\circ\text{C}$, em ambiente escuro.

Inicialmente, preparou-se uma água de diluição isenta de oxigênio dissolvido, contendo os nutrientes essenciais. A amostra a ser analisada foi diluída com essa água de diluição em proporções adequadas, de forma que o consumo de oxigênio esteja dentro da faixa mensurável, permitindo a detecção de variações entre as leituras iniciais e finais de oxigênio dissolvido.

Os frascos de DBO, com volume de 300 mL, foram completamente preenchidos com a mistura, sem presença de bolhas de ar. Realizou-se a medição do oxigênio dissolvido inicial (OD_0) utilizando oxímetro ou método de Winkler modificado. Os frascos foram, então, vedados e incubados em estufa a $20 \pm 1\text{ }^\circ\text{C}$ por um período contínuo de cinco dias, em ambiente escuro para evitar fotossíntese.

Após o período de incubação, mediu-se novamente o oxigênio dissolvido (OD_5). A DBO_5 é calculada pela diferença entre o valor inicial e o valor final de oxigênio dissolvido:

$$DBO_5(mg.L^{-1}) = (OD_0 - OD_5) \quad (5)$$

Em que:

OD_0 = concentração de OD inicial (mgL^{-1})

OD_5 = concentração de OD final (mgL^{-1})

5.4.8 Nitrogênio total (NT)

Para a determinação do nitrogênio total foi utilizado o método de digestão por persulfato de potássio. Com o auxílio de uma pipeta volumétrica, foram transferidos 60 mL da amostra para os frascos autoclaváveis para digestão e então adicionados 8 mL do reagente oxidante no frasco autoclavável. Os frascos foram enviados para autoclave por 30 min. a 120°C . Após o término da digestão foram determinados os

teores de nitrogênio total seguindo os procedimentos empregados nas determinações de nitrato calculados pelas curvas padrão.

Para o nitrato foram transferidos 50 mL da amostra para uma cápsula de porcelana de 150 mL e foram levados para evaporação até a secura. Foi adicionado 1 mL da solução de ácido fenoldissulfônico e 3 a 5 mL de solução de hidróxido de sódio a 50% sob agitação, depois foram transferidos para um balão volumétrico de 50 mL, onde o volume foi aferido. Após 15 minutos foi medida a absorvância da solução no espectrofotômetro, com comprimento de onda 410 nm.

5.4.9 Fósforo total (FT)

O fósforo pode estar presente em combinação com a matéria orgânica, portanto, é essencial realizar uma digestão ácida da amostra para converter todas as formas de fósforo em ortofosfatos. A quantificação de fósforo total foi realizada através de digestão alcalina utilizando persulfato de potássio em autoclave a 125 °C / 14 kgf.cm⁻² por 25 min., para conversão de todas as formas de fósforo presentes para ortofosfato (PO₄⁻³) e posterior quantificação segundo o método do ácido ascórbico, dando origem ao intensamente colorido azul de molibdênio, que é quantificado no espectrofotômetro com comprimento de onda 880 nm.

5.4.10 Taxa de remoção

A taxa de remoção é uma medida que indica a eficiência de um processo de tratamento na redução da concentração de um poluente no efluente. Ela expressa, em percentual, a quantidade do contaminante que foi eliminada ou reduzida durante o tratamento.

A taxa de remoção (%) de um poluente em um processo de tratamento de efluentes é calculada utilizando a seguinte equação:

$$\text{Taxa de remoção (\%)} = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (7)$$

Onde:

- C_i = Concentração inicial do poluente (mgL^{-1} ou mgg^{-1});
- C_f = Concentração final do poluente após o tratamento (mg L^{-1} ou mg g^{-1}).

6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando identificadas diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos, aplicou-se o teste de comparações múltiplas de Tukey, adotando-se nível de significância de 5% ($p < 0,05$), com o objetivo de comparar as médias e identificar distinções estatisticamente relevantes entre os tratamentos. Ainda, foi aplicado o teste de Dunnett ($p < 0,05$) para determinar diferença significativa entre o efluente bruto e os efluentes tratados. As análises foram realizadas no software RStudio, versão 2024.12.0 Build.

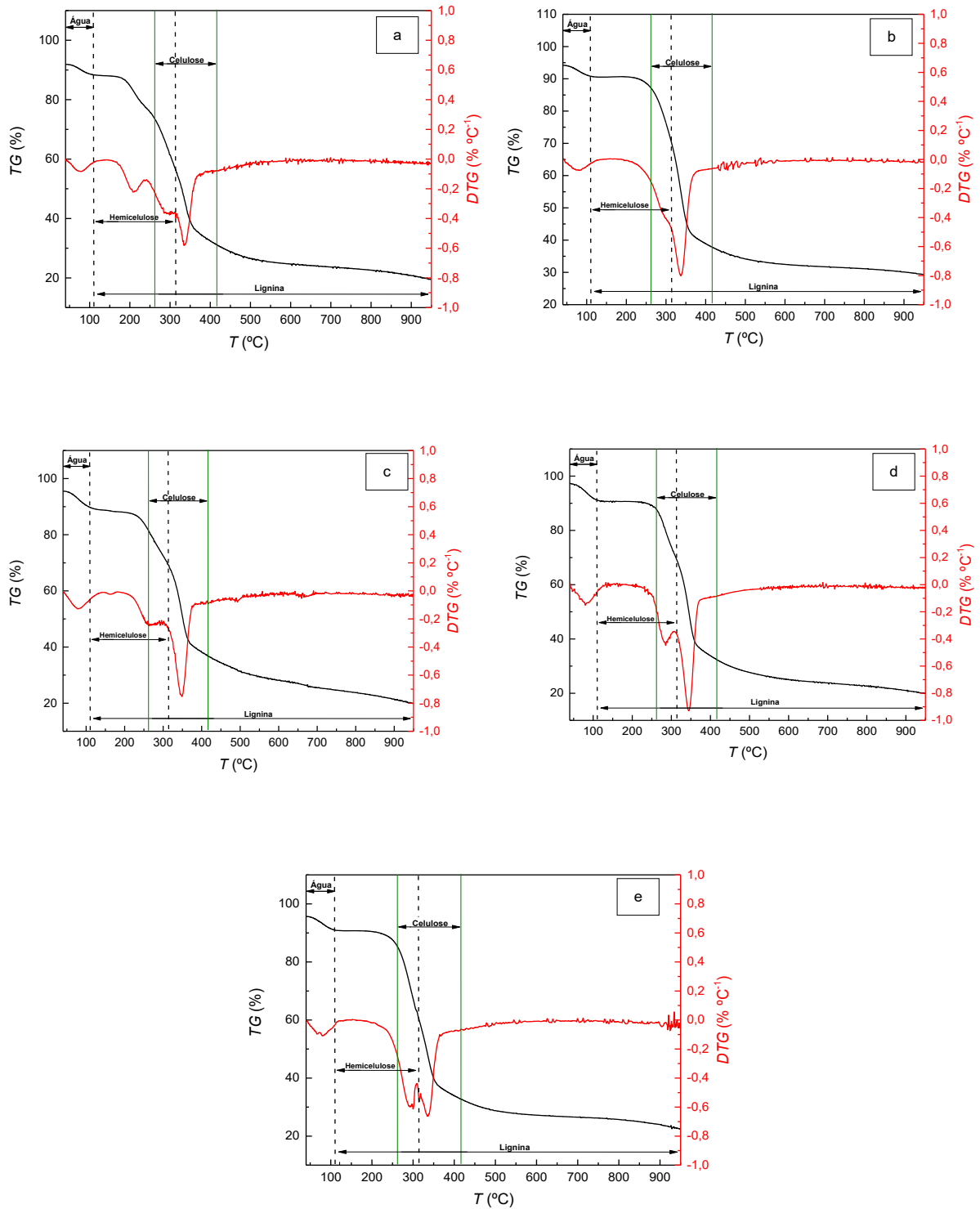
7 RESULTADOS E DISCUSSÕES

7.1 CARACTERIZAÇÕES DA BIOMASSA *IN NATURA*

7.1.1 Análise termogravimétrica (TG) da biomassa

Os detalhes da degradação em cada etapa, incluindo a porcentagem de perda de peso e a temperatura máxima (T_{Max}), são apresentados nos termogramas a seguir (Figura 3).

Figura 3. Perfil de decomposição térmica em atmosfera controlada de N_2 das biomassas proveniente do (a) bagaço de cana-de-açúcar; (b) bambu; (c) casca de eucalipto; (d) fibra da casca de coco; (e) sabugo de milho.



Fonte: Autoria própria (2025).

A análise termogravimétrica das cinco biomassas estudadas (bagaço de cana-de-açúcar, bambu, casca de eucalipto, fibra da casca de coco e sabugo de milho) evidenciou um comportamento térmico típico de materiais lignocelulósicos, com perda de massa distribuída em quatro estágios principais: desidratação,

degradação da hemicelulose, decomposição da celulose e degradação lenta da lignina. Em todas as amostras, a primeira etapa ocorreu em torno de 40 °C a 130 °C, representando a liberação de umidade e de compostos voláteis leves (Yusuff; Popoola; Igbafe, 2022; Jagnadei; Panwar; Agarwal, 2023). A hemicelulose apresentou decomposição predominante entre 120 °C e 310 °C (Biswaset *et al.*, 2022; Lopes; Tannous; Carmazini, 2022), enquanto a celulose se degradou em faixas ligeiramente superiores, entre 260 °C e 400 °C, evidenciando sua maior estabilidade térmica (Liu *et al.*, 2024). Já a lignina demonstrou ampla faixa de degradação, estendendo-se de aproximadamente 130 °C até 950 °C, o que reflete sua estrutura complexa, composta por anéis aromáticos e ligações cruzadas (Singh *et al.*, 2021). Essa semelhança nos perfis de decomposição revela a composição química semelhante entre os resíduos sólidos avaliados, composta essencialmente por frações lignocelulósicas.

Além disso, os termogramas indicaram temperaturas máximas de degradação relativamente próximas, variando entre 335 °C e 348 °C para as diferentes biomassas. O bagaço de cana-de-açúcar apresentou a menor temperatura (335,77 °C), enquanto a casca de eucalipto alcançou a maior (348,38 °C). Essas variações, embora sutis, podem influenciar a escolha do meio de suporte mais adequado para sistemas de tratamento biológico, considerando a estabilidade térmica dos materiais e sua resistência à degradação ao longo do tempo. A degradação térmica da biomassa é influenciada pela relação de massa entre seus principais componentes, como hemicelulose, celulose e lignina (Morais *et al.*, 2017).

Apesar das semelhanças no perfil de decomposição térmica, as biomassas analisadas apresentaram variações na perda de massa total, refletindo diferenças em sua composição estrutural. O bambu apresentou a menor perda (70,5%), indicando maior resistência térmica, enquanto a fibra da casca de coco apresentou a maior (80,8%), seguida pela casca de eucalipto (80,6%), bagaço de cana-de-açúcar (80,43%) e sabugo de milho (77,4%). Essas diferenças estão associadas ao teor de lignina, componente mais termicamente estável da biomassa, cuja decomposição ocorre de forma mais lenta em altas temperaturas (Seroka; Taziwa; Khotseng, 2022).

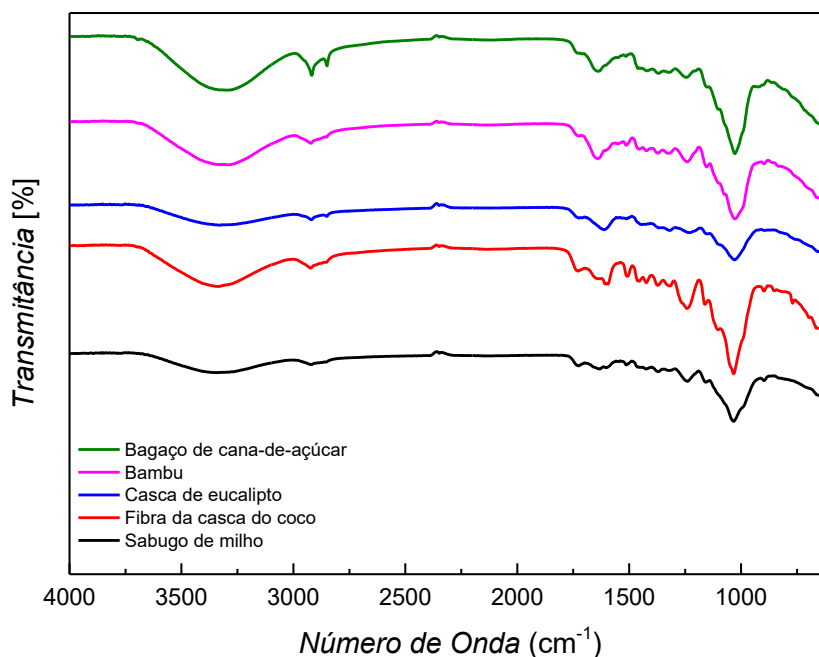
A menor perda de massa observada no bambu sugere um teor mais elevado de lignina em sua composição, o que pode conferir ao material maior resistência física, mecânica e maior durabilidade quando utilizado como meio de suporte em

processos biológicos. A alta concentração de lignina está associada à formação de estruturas rígidas e menos suscetíveis à degradação microbiana e térmica (Rawalet *al.*, 2020) o que é desejável em sistemas de biofilme que operam por longos períodos.

7.1.2 Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)

A análise de espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) foi realizada nos cinco materiais *in natura* submetida às mesmas condições experimentais. Todos os componentes evidenciados através dos picos característicos associados podem ser observados nos espectros de FTIR examinados abaixo (Figura 4).

Figura 4. Comportamento espectral oriundo da análise das amostras das biomassas por espectroscopia de absorção no infravermelho.



Fonte: Autoria própria (2025).

As análises de FTIR realizadas para o bagaço de cana-de-açúcar, bambu, casca de eucalipto, fibra da casca de coco e sabugo de milho revelaram fortes semelhanças estruturais entre essas biomassas, evidenciando sua natureza lignocelulósica comum. Uma das principais similaridades observadas foi a presença

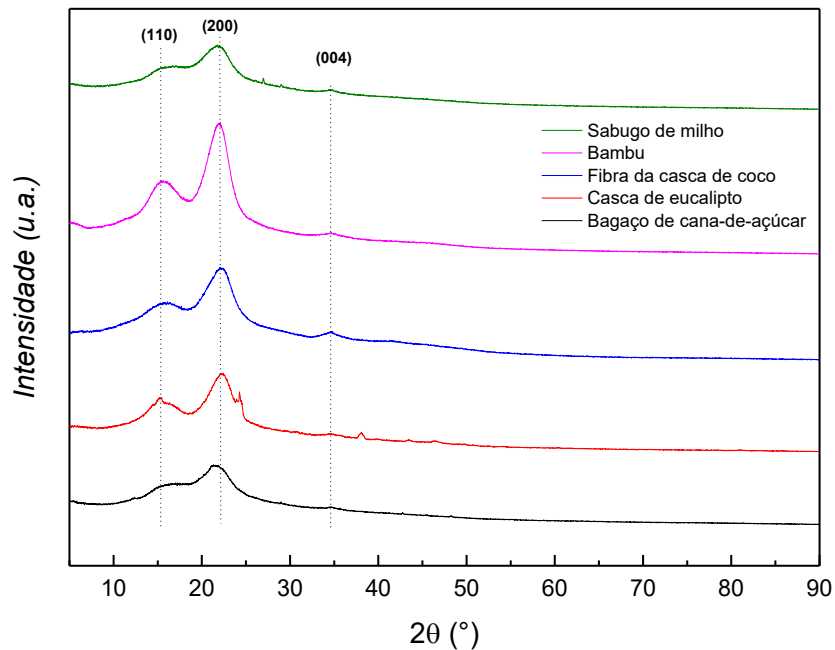
recorrente de bandas de absorção na região de 3300–3350 cm^{-1} , atribuídas às vibrações de estiramento da ligação O–H, típicas de grupos hidroxilas presentes tanto na celulose quanto na lignina (Kumar; Reddy, 2022; Ramfulet *et al.*, 2022). Também foi comum a presença de picos na faixa de 2918–2922 cm^{-1} , correspondentes às ligações C–H alifáticas (Manatura, 2020; Liu *et al.*, 2022), além de bandas entre 1230 e 1370 cm^{-1} , que indicam vibrações características de ligações C–O, associados à estrutura da hemicelulose e de ésteres presentes nas fibras (Yuan *et al.*, 2022; (Aboulsoud, 2024).

Apesar dessas convergências, diferenças específicas entre as biomassas foram notadas, refletindo as particularidades estruturais e funcionais de cada resíduo sólido agrícola. A fibra da casca de coco e o sabugo de milho, por exemplo, apresentaram picos distintos na região de 1726–1728 cm^{-1} , atribuídos à presença de grupos carbonila (C=O) de aldeídos (Feniet *et al.*, 2022), ausentes ou menos evidentes nas demais amostras. A casca de eucalipto, por sua vez, mostrou uma absorção marcante em 1612 cm^{-1} , associada a ocorrência de estiramento de C=C anel siringuil da lignina (Nader *et al.*, 2022). Além disso, o bambu e a casca de eucalipto apresentaram maior definição em bandas associadas a grupos C–N e CH_2 adjacentes a carbonila (He *et al.*, 2022). Essas variações nos espectros refletem diretamente na composição e proporção dos constituintes lignocelulósicos, celulose, hemicelulose e lignina, que por sua vez influenciam a resistência mecânica, durabilidade (Rawalet *et al.*, 2020) e capacidade de adesão microbiana dos materiais quando utilizados como meio de suporte.

7.1.3 Difractometria de Raio-X (DRX)

O DRX para as cinco amostras de biomassas foi utilizado para observar os padrões cristalinos e reconfirmar os padrões de celulose cristalina das amostras. A região cristalina da celulose resulta em picos intensos na DRX, enquanto a parte amorfa da celulose apresenta sinais fracos (Terinte; Ibbett; Schuster, 2011). Os difratogramas dos materiais estão evidenciados na Figura 5.

Figura 5. Perfil de difração de raios-x proveniente da análise das biomassas.



Fonte: Autoria própria (2025).

As análises DRX das cinco biomassas avaliadas — sabugo de milho, bambu, fibra da casca de coco, casca de eucalipto e bagaço de cana-de-açúcar — revelaram padrões estruturais semelhantes, com picos principais correspondentes aos planos cristalográficos (110), (200) e (004), característicos da celulose tipo I, forma cristalina predominante nas paredes celulares de plantas (Bartose *et al.*, 2020; Kalpana; Perarasu, 2020). Esses planos foram observados em faixas angulares que variaram ligeiramente entre as amostras, mas se mantiveram concentradas nas regiões de aproximadamente 15° a 17° , 21° a 22° , e 34° a 35° (Renet *et al.*, 2021)., indicando uma organização cristalina compatível entre os materiais. Essa semelhança estrutural evidencia que todas as biomassas possuem composição celulósica comum, e que a celulose, mesmo embutida em uma matriz lignocelulósica complexa, mantém padrões difratométricos consistentes, essenciais para garantir integridade estrutural e resistência mecânica.

Apesar das convergências nos planos de difração, diferenças importantes na intensidade e largura dos picos foram observadas, o que reflete distintas proporções entre as frações cristalinas e amorfas das biomassas. O sabugo de milho apresentou picos mais definidos e intensos, o que sugere maior grau de cristalinidade da celulose (Kumar; Saha, 2022), enquanto o bagaço de cana-de-açúcar e o bambu exibiram picos amplos e de baixa intensidade, indicando

predominância de fases amorfas (Bilattoet *al.*, 2020). O padrão da casca de eucalipto, por sua vez, apresentou picos adicionais em 2θ de $24,26^\circ$ e $38,06^\circ$, sugerindo a possível presença de impurezas minerais cristalinas.

7.1.4 Teor de lignina

A porcentagem de lignina insolúvel e de lignina solúvel em ácido nas amostras das cinco biomassas é evidenciada na Tabela 04.

Tabela 4. Análise do teor de lignina dos materiais de suporte.

Biomassa	Teor de lignina solúvel (%)	Teor de lignina insolúvel (%)	Teor de lignina total (%)
Sabugo de milho	$3,06 \pm 0,27$	$0,44 \pm 0,02$	$3,50 \pm 0,28$
Casca de eucalipto	$3,70 \pm 0,05$	$0,64 \pm 0,005$	$4,34 \pm 0,05$
Bagaço da cana-de-açúcar	$3,65 \pm 0,09$	$0,44 \pm 0,009$	$4,09 \pm 0,09$
Bambu	$4,55 \pm 0,05$	$0,62 \pm 0,01$	$5,17 \pm 0,03$
Fibra da casca de coco	$1,25 \pm 0,02$	$0,75 \pm 0,01$	$2,00 \pm 0,99$

Fonte: Autoria própria (2024).

O teor de lignina impacta diretamente a durabilidade dos materiais, pois essa macromolécula confere resistência mecânica, rigidez e proteção contra degradação química e biológica (Rawalet *al.*, 2020). A lignificação é muito variável, não só entre diferentes tipos de plantas, mas também dentro de tecidos e tipos celulares específicos, em diversas camadas da parede celular, e em diferentes fases de crescimento e sob condições de estresse. É fundamental para o bom desempenho e adaptação das plantas ao seu ambiente que a deposição de lignina ocorra de maneira adequada em cada tipo de célula, considerando a época e a localização propícias para cada cultura (Barros *et al.*, 2015).

As cinco amostras analisadas apresentaram teores de lignina relativamente baixos. Os resultados demonstraram variações no teor de lignina total entre as

biomassas analisadas, com destaque para o bambu, que apresentou o maior valor (5,17%), seguido pela casca de eucalipto (4,34%). A composição lignocelulósica, especialmente o teor de lignina, exerce influência direta na estabilidade térmica e na maior resistência dos materiais à degradação durante o tratamento biológico.

Marafon, Amara e Lemos (2019), estudaram as características de quatro espécies de bambu, sendo elas *B. vulgaris*, *B. tuldoides*, *D. giganteus* e *G. angustifolia*, e entre as espécies analisadas, o *bambu vulgaris* apresentou o menor teor de lignina(12,76%). Os autores também destacam que os tecidos do colmo de bambu normalmente passam por um amadurecimento ao longo de cerca de um ano, período em que o teor de lignina na planta aumenta. Zhu *et al.* (2020) constataram que o teor de lignina varia nitidamente com o passar dos anos das espécies de bambu, apresentando uma tendência de crescimento.

O teor de lignina da casca de eucalipto, embora tenha tido o segundo maior valor nesse trabalho (4,34%), teores maiores têm sido relatados na literatura para outras espécies de eucalipto, como por exemplo, 13,1% para o *Eucalyptus sideroxylon* (Miranda *et al.*, 2016); 21,86% para o *Eucalyptus globulus* (Neiva *et al.*, 2018) e 21,6% para *Eucalyptus urophylla* × *E. grandis* (Xiao *et al.*, 2019).

A lignificação do bagaço de cana-de-açúcar (4,09%) mostrou-se substancialmente diferente das encontradas em outros trabalhos, por exemplo, 21,26% (Carvalho *et al.*, 2021), 21% (YU *et al.*, 2018) e 19,20% (Kaur; Uppal, 2015).

Por outro lado, as biomassas que tiveram menores teores de lignina observados foram o sabugo de milho (3,50%) e a fibra da casca de coco (2,0%). Para o sabugo de milho foram encontrados valores semelhantes na literatura, sendo observado em teores de 1,5% (Okot; Bilsborrow; Phan, 2018), 3,0% (Mullen *et al.*, 2010) e Sartika *et al.* (2023) obtiveram teor de lignina de 10,93% e evidenciaram que espigas de milho são fontes de fibra com alto teor de celulose e baixo teor de lignina. Resultados que corroboram com os obtidos no presente trabalho. A fibra da casca de coco apresentou teor de lignina significativamente abaixo dos resultados obtidos em pesquisadas recentes, 46,0% (Anuchi; Campbell; Hallett, 2022), 40,9% (Lebedeva *et al.*, 2022) 33,03% (Dhar; Sakib; Hilary, 2022).

Os resultados obtidos no presente trabalho relacionados ao teor de lignina das biomassas revelaram que quatro das cinco amostras vegetais (RB, CE, BCA,

SM e FCC) apresentaram teores menores do que os registrados na literatura. É pertinente destacar que o teor dos principais componentes da biomassa, como a lignina, varia conforme a espécie vegetal, sua idade e as condições ambientais locais em que foi cultivada (Cuny *et al.*, 2015). O que pode explicar os teores reduzidos encontrados.

7.1.5 Teor de cinzas

A determinação do conteúdo de cinzas é fundamental para compreender o objeto de estudo, já que indica a proporção de substâncias minerais inorgânicas remanescentes na amostra após a combustão completa da matéria orgânica (Ward, 2016). Nesse sentido, a biomassa que apresentou maior teor de cinzas foi a casca de eucalipto (10,63%), se distinguindo das outras quatro amostras que evidenciaram valores bem reduzidos para esse parâmetro. Esses resultados corroboram com os resultados encontrados na literatura para matérias-primas típicas, com teores que variam de 5,4 a 14,2% (Padilla, *et al.*, 2020; Alvarez *et al.*, 2021; Fernandes *et al.*, 2022) (Tabela 05).

Tabela 5. Análise do teor de cinzas e umidade dos materiais de suporte.

Biomassa	Teor de cinzas (%)	Teor de umidade (%)
Sabugo de milho	2,19 ± 0,45	9,84 ± 0,45
Casca de eucalipto	10,63 ± 1,85	10,14 ± 1,59
Bagaço da cana-de-açúcar	1,21 ± 0,39	9,50 ± 1,15
Bambu	1,65 ± 0,26	16,27 ± 0,22
Fibra da casca de coco	0,57 ± 0,41	7,69 ± 1,02

Fonte: Autoria própria (2024).

Por outro lado, as biomassas SM, BCA, RB, FCC apresentaram valores bem reduzidos de teor de cinzas nas amostras analisadas. Para o sabugo de milho observou-se um teor de 2,19%. Percentuais semelhantes foram obtidos por outros autores em estudos acerca desse material, como 2,58% (Castillo *et al.*, 2021)3,2% (Okot; Bilsborrow; Phan, 2018), 2,44% (Borges *et al.*, 2024). De forma análoga, as cinzas obtidas do bagaço da cana-de-açúcar durante o processo foram de 1,21%,

encontrando-se dentro do padrão esperado por espécies desse tipo. Os autores Yuet *et al.* (2018) obteve teor de 0,8%, assim como os autores Carvalho *et al.* (2021), com 0,58%. O teor de cinza da fibra da casca de coco (0,57%) encontrada nesse trabalho é validado com aqueles obtidos em trabalhos semelhantes de caracterização dessa biomassa, que evidenciam valores que variam até 0,61% (Nadzriet *et al.*, 2022). E por fim, a porção inorgânica obtida das amostras do bambu foi de 1,65%, corroborando com resultados encontrados por outros autores, por exemplo, 2,75% (Gao *et al.*, 2022) e 1,9% (Chen *et al.*, 2021), podendo variar de 1 a 5% (Rusch *et al.*, 2023).

De forma geral, a proporção de resíduos inorgânicos presentes em diferentes origens, incluindo atividades agrícolas, florestais e urbanas, demonstra diversidade tanto em quantidade quanto em composição química. Essas discrepâncias são atribuídas à localização geográfica, ao ecossistema local, às práticas de cultivo e às condições ambientais circundantes (Puri; Hu; Naterer, 2024). Os autores Padilla *et al.* (2020), salientam que o teor de cinzas de amostras de biomassas pode variar de 0,5 a 5% de acordo com a espécie, da quantidade de amostra e da presença de solo e areia na amostra.

7.2 MONITORAMENTOS DOS PARAMÊTROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

7.2.1 Sistema operacional

Conforme observado nas Figuras 6a e 6b, durante o processo de formação de biofilme nos substratos *in natura*, o bagaço de cana-de-açúcar e a fibra da casca de coco não demonstraram desempenho satisfatório. Diversos testes foram conduzidos sob diferentes condições, utilizando os materiais tanto secos quanto úmidos; contudo, a adesão e maturação do biofilme nessas superfícies foram ineficazes, conforme constatado por observação visual. O bagaço de cana-de-açúcar apresentou rápida degradação, favorecendo o crescimento de fungos, enquanto a fibra da casca de coco não evidenciou qualquer indício de formação de biofilme. Para confirmar a ausência de biofilme, os tratamentos com esses dois materiais foram submetidos a testes adicionais, nos quais efluente bruto de cervejaria foi adicionado aos materiais e posteriormente analisado quanto a parâmetros indicadores de tratamento de água. Os resultados não demonstraram variações

positivas que indicassem atividade biológica. Diante desses resultados, a pesquisa concentrou-se nos três substratos que apresentaram maior eficiência na formação e desenvolvimento do biofilme: bambu, sabugo de milho e casca de eucalipto.

Figura 6. Biomassas (a) fibra da casca de coco; (b) bagaço de cana-de-açúcar.



Fonte: Autoria própria (2024).

Durante o processo de aclimação dos microrganismos, sinais iniciais da formação do biofilme foram observados após dez dias da inserção das bactérias nos materiais (Figura 7). O biofilme é caracterizado por uma coloração esbranquiçada nos três materiais de suporte avaliados. O SM apresentou uma coloração amarronzada progressiva ao longo do tempo, conforme ilustrado na Figura 8a. Em contraste, a casca de eucalipto e o bambu mantiveram-se visualmente estáveis, sem grandes alterações na coloração durante todo o período de aclimação (Figuras 8b e 8c).

Figura 7. Formação visual inicial do biofilme bacteriano no sabugo de milho.



Fonte: Autoria própria (2024).

Figura 8. Formação visual do biofilme bacteriano (a) sabugo de milho; (b) casca de eucalipto; (c) bambu.



Fonte: Autoria própria (2024).

Após aproximadamente 45 dias da inoculação dos microrganismos nos materiais de suporte, os biofilmes atingiram estabilidade, caracterizando-se pela fase irreversível de sua formação. Observou-se, ainda, que o sabugo de milho apresentou formação de biofilme mais rápida em comparação à casca de eucalipto e ao bambu. Nesse estágio, o sistema estava preparado para a introdução do efluente de cervejaria, marcando o início do processo de tratamento biológico.

7.2.2 Efluente bruto

A análise físico-química de efluentes industriais, especialmente os efluentes de cervejarias, é fundamental para entender as características e os potenciais impactos ambientais desses efluentes antes de sua liberação em corpos hídricos

(Castro-Jiménez; Saldarriaga-Molina; García, 2024). Cada parâmetro analisado oferece informações cruciais sobre a carga poluente do efluente e sua capacidade de impacto nos ecossistemas aquáticos e na qualidade da água. A Tabela 06 apresenta os principais parâmetros físico-químicos de um efluente bruto de cervejaria analisados, fornecendo uma base para a avaliação da eficiência dos tratamentos aplicados.

Esse efluente possui alta carga poluente, composta por demanda química de oxigênio, nitrogênio e fósforo, o que compromete sua adequação para qualquer aplicação útil (Dvořák *et al.*, 2014). Níveis elevados de demanda química de oxigênio ocorrem devido à alta concentração de compostos orgânicos presentes, como açúcares, leveduras e amido solúvel (Khumalo *et al.*, 2022).

A temperatura desses efluentes varia entre 25 °C e 38 °C, enquanto o pH é instável variando de 4 a 6,7, influenciado pela quantidade e pelo tipo de produtos químicos utilizados nos processos de limpeza e sanitização, como soda cáustica, ácido fosfórico e ácido nítrico (Enitan *et al.*, 2015). Além disso, os teores de nitrogênio e fósforo são determinados pelo manejo da matéria-prima e pela concentração de levedura no efluente (Amenorfenyo *et al.*, 2019).

Tabela 6. Parâmetros físico-químicos de efluente bruto de cervejaria utilizado na pesquisa.

Parâmetros físicos	Efluente bruto
Temperatura (°C)	22,80± 0,52
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	1835,67± 60,69
Demanda Química de Oxigênio (mg L ⁻¹)	66.309,00 ± 3196,79
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L ⁻¹)	32.677,00 ± 577,35
Oxigênio Dissolvido O ₂ L ⁻¹	5,10± 1,36
pH	5,47± 0,54
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	50,00± 19,09
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	319,00± 47,75
Cor (mg L ⁻¹)	4.650,00 ±561,76
Turbidez (NTU)	<1000

Fonte: Autoria própria (2025).

Estes parâmetros estão bem acima dos limites estabelecidos pela legislação ambiental, como a Resolução CONAMA nº 430/2011, que estabelece critérios rigorosos para a qualidade da água nos corpos hídricos. Portanto, o tratamento eficaz desse efluente é crucial para minimizar os riscos de eutrofização e depreciação da qualidade da água, além de proteger a biodiversidade aquática e garantir a segurança dos recursos hídricos.

7.2.3 Monitoramento dos parâmetros da blenda bacteriana 01

A Tabela 07 apresenta os resultados referentes à remoção dos parâmetros FT, NT, Cor Aparente, DBO e DQO do efluente de cervejaria tratado por biofilmes bacterianos formados desenvolvidos em três diferentes materiais de suporte: bambu, sabugo de milho e casca de eucalipto.

Tabela 7. Resultados referentes ao tratamento do efluente cervejeiro utilizando bambu, sabugo de milho e casca de eucalipto como meio de suporte para adesão das bactérias da blenda bacteriana 01.

Parâmetros	EB (mg L ⁻¹)	Efluente tratado (mg L ⁻¹)					
		RB	ER (%)	SM	ER (%)	CE	ER (%)
FT	50,00	47,82a	4,36	39,93a	20,14	24,64a	50,70
NT	319,00	235,76a	26,09	208,63a	34,60	223,73a	29,86
CA	4.650,00	5657,67a	-	5034,67a	-	5264,67a	-
DBO	32.667,00	16.833,00a	48,47	10.500a	67,86	14.666a	55,10
DQO	66.309,00	34.872,00a	47,41	19.245b	70,10	28.872ab	56,41

Legenda: FT – Fósforo total; NT – Nitrogênio total; CA – Cor aparente; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; DQO - Demanda química de oxigênio; EB - Efluente bruto; ER- Eficiência de remoção; RB - Resíduo de bambu; SM – Sabugo de milho; CE – Casca de eucalipto.

As médias seguidas de letras diferentes na mesma linha indicam uma diferença significativa, conforme o teste de Tukey, com nível de significância $p < 0,05$.

Fonte: Autoria própria (2025).

7.2.3.1 pH e temperatura

O pH é um parâmetro essencial, pois influencia diretamente as atividades metabólicas dos microrganismos. Conforme Tchobanoglus, Burton e Stensel (2003), níveis de pH superiores a 9,0 ou inferiores a 4,0 podem inibir essas atividades.

Neste estudo, os valores médios de pH obtidos foram 5,38 para o bambu, 4,86 para o sabugo de milho e 4,77 para a casca de eucalipto. De acordo com Enitanet *al.* (2015), o pH das águas residuais de cervejaria pode variar entre 4 e 6,7. Os resultados desse estudo indicam que possivelmente o pH não afetou a atividade microbiana.

Somado a isto, o monitoramento da temperatura das águas residuais é crucial, pois influencia diretamente o tratamento biológico e a vida aquática e tem um papel decisivo em muitos processos de tratamento de águas residuais. O aumento da temperatura pode alterar a composição das espécies de peixes no corpo d'água, reduzir a solubilidade do oxigênio, acelerar sua adsorção, modificarem a atividade bacteriana e influenciar a taxa de transferência de gases entre a água e a atmosfera. Além disso, a temperatura afeta as taxas de reação em processos químicos e biológicos, e temperaturas elevadas podem intensificar a geração de odores (Alisawi, 2020). As águas residuais em edifícios domésticos, industriais ou comerciais mantêm quantidades consideráveis de energia térmica, que é descarregada no sistema de esgoto com temperatura variando de 10 a 25 °C (Nagpalet *al.*, 2021). A temperatura durante o tratamento manteve-se entre 21 e 22 °C para todos os tratamentos e meios de suporte estudados, permanecendo dentro da faixa usualmente observada.

7.2.3.2 Fósforo Total e Nitrogênio Total

O nitrogênio total e o fósforo total constituem parâmetros importantes para o monitoramento da eficiência do tratamento de efluentes antes de sua disposição final em corpos hídricos, pois sem o devido efluente bruto desses nutrientes pode resultar em concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo no meio aquático, favorecendo processos de eutrofização (Li *et al.*, 2020). Esse fenômeno é caracterizado pelo crescimento excessivo de organismos fotossintetizantes, como algas e cianobactérias, o que compromete a qualidade da água, reduzem os níveis de oxigênio dissolvidos e afeta negativamente o equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos, podendo resultar na morte de peixes e outras formas de vida aquática (Zhang *et al.*, 2021).

De acordo com a tabela 07, os valores de fósforo total no efluente bruto foram inicialmente de 50 mg L⁻¹ para todas as amostras. Após o tratamento com os diferentes materiais de suporte, as concentrações de fósforo total no efluente tratado foram 47,82 mg L⁻¹ para bambu, 39,93 mg L⁻¹ para sabugo de milho e 24,65 mg L⁻¹ para casca de eucalipto. Resultados corroborados pelo teste de Dunnett (p<0,05) em que indicou que há diferença significativa entre os tratamentos e o efluente bruto. Por outro lado, pelo teste de Tukey (p<0,05) não houve diferença significativa entre os tratamentos avaliados na remoção de fósforo.

Embora a casca de eucalipto tenha mostrado uma redução de aproximadamente 50,7%, o fósforo total no efluente tratado ainda está bem acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011, os quais não devem ultrapassar 0,5 mg L⁻¹ para o lançamento de efluentes em corpos hídricos (BRASIL, 2011).

Papadopoulos *et al.*, (2020) avaliaram a eficiência de um sistema biofilme baseado em cianobactérias para o tratamento de efluentes de cervejaria. O estudo evidenciou que o consórcio microbiano apresentou elevada capacidade de remoção de compostos de fósforo, com taxas de remoção em torno de 75% utilizando suportes inertes de vidro e poliuretano. Já Hosseinlou (2022) alcançou uma remoção de 37,2% do fósforo presente no efluente de cervejaria enquanto investigava alternativas para o tratamento de águas residuárias reais de cervejaria.

Alguns fatores interferem na composição das águas residuais brutas de cervejaria especialmente os teores de nitrogênio e fósforo entre eles, o uso de produtos químicos com fósforo nas operações de limpeza no local e pelos componentes das matérias-primas, como o malte e outros aditivos (Shumbeet *al.*, 2024).

A eficiência reduzida observada em todos os materiais indica que, para atender aos padrões de qualidade da água estabelecidos pela legislação ambiental, é necessário explorar alternativas ou combinações de materiais e processos, como o uso de adsorventes específicos ou a adição de processos complementares que possam intensificar a remoção de fósforo (Nguyen *et al.*, 2011).

Ainda, Bunceet *al.* (2018) destacam a importância da integração entre tratamentos primários e secundários físico-químicos, pois a aplicação isolada de um

único método nem sempre é eficaz na remoção de poluentes orgânicos, como fósforo e nitrogênio, comprometendo o atendimento aos padrões exigidos.

De forma análoga, a remoção de nitrogênio total em efluentes industriais de cervejaria é um desafio devido à presença de compostos como amônia, nitratos e nitritos, que podem causar contaminação de corpos hídricos e contribuir para processos de eutrofização (Khumaloet *al.*, 2022).

O tratamento adequado do nitrogênio é fundamental para atender aos padrões de qualidade da água exigidos pela legislação ambiental, incluindo os limites estabelecidos pela CONAMA nº 430/2011, que visa proteger os recursos hídricos e os ecossistemas aquáticos. A Tabela 07 apresenta os resultados de concentração de nitrogênio total nos efluentes brutos e tratados, com as respectivas quantidades de nitrogênio nos efluentes após o tratamento.

Para a concentração de nitrogênio não houve diferença significativa tanto entre os tratamentos e o efluente bruto pelo teste de Dunnett ($p < 0,05$), quanto entre os tratamentos por meio de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ($p < 0,05$), apesar da eficiência de remoção em torno de 30%.

Ao observar os resultados de remoção de nitrogênio, é possível verificar que todas as concentrações de nitrogênio total no efluente tratado permaneceram altas, indicando a capacidade limitada do sistema de tratamento na redução deste componente.

Para o bambu, a concentração de nitrogênio total foi reduzida de 319 mg L⁻¹ para 235,76 mg L⁻¹, o que corresponde a uma redução de 26,1%. No caso da casca de eucalipto, a redução foi de 29,8%, com a concentração de nitrogênio passando de 319 mg L⁻¹ para 223,73 mg L⁻¹. Já o sabugo de milho apresentou a maior redução, com 34,6%, reduzindo a concentração de 319 mg L⁻¹ para 208,63 mg L⁻¹. A Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece os limites máximos de concentração de nitrogênio total nos efluentes lançados em corpos hídricos, os quais não devem ultrapassar 10 mg L⁻¹ para efluentes de indústrias (Brasil, 2011).

Embora os materiais utilizados no tratamento de efluentes tenham demonstrado alguma capacidade de redução do nitrogênio, quando comparados aos preconizados pela legislação vigente, os resultados obtidos indicam que esses materiais, sob as condições experimentais aplicadas, não são eficazes para atingir os limites legais estabelecidos.

Zheng *et al.* (2015) empregaram transportadores biológicos espirais no tratamento de efluentes de cervejaria, um sistema projetado para maximizar o crescimento de biofilmes microbianos em superfícies estruturadas em espiral. Essa configuração otimiza a biodegradação e a remoção de contaminantes, incluindo matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Como resultado, o estudo alcançou uma eficiência de remoção de 77,0% do nitrogênio total. Somado a isto, durante o tratamento de efluentes reais de cervejaria, Hosseinlou (2022) obteve uma remoção de 99% do nitrogênio, sendo atribuída principalmente ao consumo bacteriano para crescimento celular.

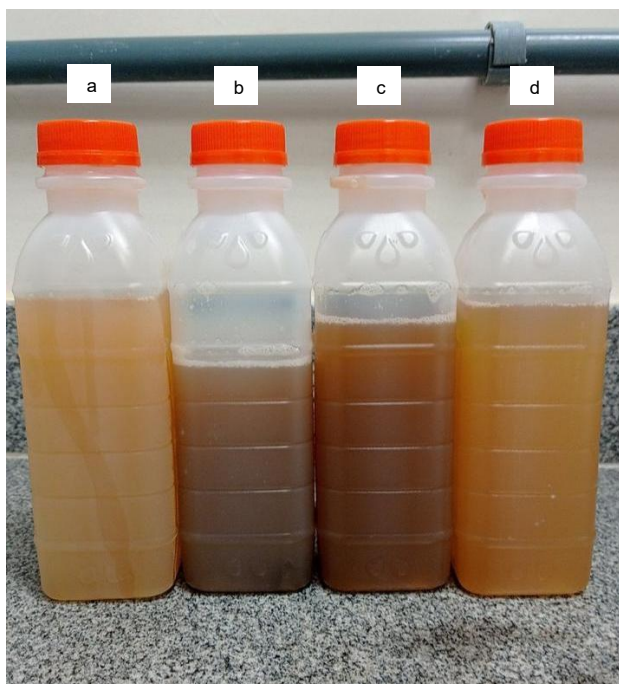
Diante disso, ao comparar esses resultados com estudos semelhantes, evidencia-se a necessidade de estratégias mais eficazes para a remoção de fósforo e nitrogênio. Embora os materiais testados sejam naturais e potencialmente sustentáveis, eles não atingiram os padrões legais para efluentes tratados, reforçando a importância de otimizar os processos para garantir a conformidade ambiental.

7.2.3.3 Cor, Turbidez e Sólidos Totais

A remoção de cor é um parâmetro importante na avaliação do tratamento de efluentes, especialmente para efluentes industriais (Jagabaet *al.*, 2022). A presença de cor em efluentes indica a presença de compostos orgânicos e inorgânicos, que podem ter impacto direto na qualidade ambiental de corpos hídricos receptores (Durotoyee *al.*, 2018). Na Tabela 07, são apresentados os resultados relativos à remoção de cor para os materiais avaliados, com a comparação entre os valores do efluente bruto e o efluente tratado.

Os resultados indicaram que não houve redução de cor após o tratamento dos efluentes com bambu, casca de eucalipto e sabugo de milho. Os valores observados de efluente tratado apresentaram concentrações de cor superiores às do efluente bruto, sugerindo que os materiais não foram eficazes na adsorção ou remoção dos compostos responsáveis pela cor (Figura 9).

Figura 9. Cor observada antes e após o tratamento do efluente cervejeiro: (a) efluente bruto (b) bambu; (c) casca de eucalipto; (d) sabugo de milho.



Fonte: Autoria própria (2024).

Com a exposição do efluente bruto com os materiais, foi constatado o aumento na cor após os tratamentos de 21,8% para o bambu, 13,2% para a casca de eucalipto e 8,3% para o sabugo de milho. No entanto, apesar da elevação da concentração da cor pelo teste de Dunnett ($p < 0,05$) não há diferença significativa entre os tratamentos e o efluente bruto. Essa variação pode ser atribuída a fatores como a liberação de substâncias presentes nos materiais de suporte durante o tratamento ou à interferência na estabilidade da cor durante o processo (Ashaet *et al.*, 2014).

Por se tratar de materiais de suporte lignocelulósicos, compostos por substâncias de degradação complexa, a água residuária apresenta coloração amarronzada ou amarelada devido à presença de lignina e seus derivados (Papadopoulos *et al.*, 2020; Mehmoodet *et al.*, 2019). Nessa linha, os autores Robinson-Lora e Brennan (2009), relataram problemas com a remoção da cor de efluentes em tratamentos biológicos utilizando materiais orgânicos como meio de suporte para crescimento bacteriano.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 não especifica um limite direto para a cor dos efluentes. No entanto, a condição geral de lançamento exige que os efluentes não comprometam a qualidade dos corpos hídricos receptores, o que inclui a

percepção visual da cor e os efeitos potencialmente nocivos para a biota aquática e para os ecossistemas locais (Brasil, 2011).

Em efluentes de cervejaria, uma cor elevada geralmente está associada a uma alta concentração de compostos orgânicos e substâncias coloidais provenientes do processo produtivo, como resíduos de malte, lúpulo e leveduras (Taylor *et al.*, 2018). Essa coloração pode estar diretamente relacionada a altos valores de turbidez e sólidos totais, pois a turbidez elevada é indicativa da presença de partículas suspensas e coloidais, que dificultam a passagem da luz, conferem opacidade ao efluente, pode reduzir a incidência da luz solar, dificultando a fotossíntese de organismos com capacidade para fitorremediação de corpos hídricos contaminados. Além disso, pode atuar como uma barreira protetora para microrganismos, reduzindo a eficácia de agentes desinfetantes (Elango; Rathika; Elango, 2017; Karlović *et al.*, 2020).

Esse tipo de efluente industrial, entre outros, apresentam uma elevada carga de sólidos suspensos, o que pode comprometer o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico, afetando a eficiência do processo (Amenorfenyo *et al.*, 2019).

Como era esperada, perante a cor observada nos tratamentos, a turbidez do efluente bruto e tratado manteve-se estável ao longo do processo, permanecendo em <1000 NTU antes e após o tratamento biológico em todas as condições avaliadas.

Os resultados dos ST deste estudo corroboram com os encontrados por Rachwalet *et al.*, (2020), quanto maior a concentração desses sólidos, maior a intensidade da cor do efluente. Os resultados do monitoramento dos sólidos totais ao longo do tempo de tratamento do efluente de cervejaria indicaram pouca variação. As médias obtidas foram de 1898,79 mg L⁻¹ para o bambu, 1779,19 mg L⁻¹ para o sabugo de milho e 1828,43 mg L⁻¹ para a casca de eucalipto. Essa estabilidade nos valores pode ser atribuída à natureza estática do experimento, que não foi influenciado por variações significativas nas cargas de efluente, resultando em um sistema com poucas flutuações.

O despejo contínuo desse grande volume de efluente, caracterizado por alta turbidez, pode comprometer a qualidade do corpo hídrico receptor, afetando suas condições ambientais (Durotoyee *et al.*, 2018). A elevada cor e turbidez pode

comprometer processos de tratamento físico-químico e biológico, exigindo ajustes como coagulação-floculação para remoção de sólidos suspensos e adsorção ou oxidação química para compostos dissolvidos (Amenorfenyoet *al.*, 2019). Dessa forma, é necessário buscar outras abordagens ou materiais alternativos que possam garantir uma redução efetiva da cor, além de considerar processos complementares para otimizar o tratamento e alcançar os padrões exigidos pela legislação.

7.2.3.4 Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio

O oxigênio dissolvido é um parâmetro crucial neste estudo, pois as comunidades de bactérias aeróbias necessitam de níveis adequados de OD para seu crescimento e multiplicação, permitindo assim a degradação dos poluentes. O OD foi monitorado e os valores médios obtidos nesse estudo foram de 5,38 O₂ L⁻¹ para o bambu, 5,69 O₂ L⁻¹ para o sabugo de milho e 4,77 O₂ L⁻¹ para a casca de eucalipto.

A DBO é um dos principais parâmetros utilizados para avaliar a carga orgânica de um efluente, refletindo a quantidade de oxigênio consumido por microrganismos na degradação de matéria orgânica presente no efluente (Manyuchi; Mbohwa; Muzenda, 2018). A remoção eficaz de DBO é crucial no tratamento de efluentes de cervejarias, uma vez que, efluentes com alta carga de DBO podem causar sérios impactos ambientais, como a redução dos níveis de oxigênio dissolvido nos corpos d'água receptores, afetando a fauna aquática. A Tabela07 evidencia os resultados obtidos no tratamento e remoção da DBO.

Os resultados obtidos indicam uma redução na DBO dos efluentes brutos após a aplicação dos diferentes materiais de suporte. Para o bambu, a DBO foi reduzida de 32.667 mg L⁻¹ para 16.833,33 mg L⁻¹, o que representa uma diminuição de aproximadamente 48,47%. O eucalipto obteve uma redução de 55,10%, com o valor final de 14.666,67 mg L⁻¹, enquanto o sabugo de milho alcançou uma diminuição de 67,86%, com um valor final de 10.500,00 mg L⁻¹. De acordo com o teste estatístico de Dunnett ($p < 0,05$), observou-se diferença significativa entre os tratamentos e o efluente bruto. Contudo, não foram identificadas diferenças estatísticas significativas entre os três materiais testados, conforme o teste de Tukey

($p < 0,05$). Assim, os resultados sugerem que, sob as condições experimentais estabelecidas, bambu, casca de eucalipto e sabugo de milho demonstraram eficácia semelhante na redução da carga de DBO.

A comparação desses resultados com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 é essencial para avaliar a conformidade do tratamento de efluentes com a legislação brasileira. De acordo com a resolução, os efluentes lançados em corpos hídricos devem atender a um limite máximo de 100 mg L^{-1} para DBO (Brasil, 2011). Embora os três materiais tenham demonstrado uma redução relevante nos níveis de DBO, os valores finais observados, que variaram de 10.500 mg L^{-1} a $16.833,33 \text{ mg L}^{-1}$, ainda estão muito acima desse limite.

Manyuchi, Mbohwa e Muzenda (2018) investigaram o biotratamento de águas residuais de cervejaria utilizando microrganismos, com foco no bioaumento do tratamento biológico anaeróbico devido à sua capacidade de melhorar a remoção de contaminantes. O estudo obteve uma remoção de 88% da DBO. A utilização de microrganismos como bioinoculantes tem demonstrado aumentar a eficiência no tratamento de águas residuais, como evidenciado também por Nzila, Razzak e Zhu (2016) no tratamento de águas residuais de processo.

A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar os poluentes orgânicos e inorgânicos presentes em águas residuais e é uma importante referência para avaliar a poluição e a eficiência de processos de tratamento de efluentes (Manyuchi; Mbohwa; Muzenda, 2018; Mmonwubaet *al.*, 2024). A Tabela 07, apresenta as concentrações do efluente bruto e tratado, destacando que a DQO do efluente bruto atinge 66.309 mg L^{-1} . Esse alto valor resulta da elevada concentração de substâncias orgânicas nas águas residuais da cervejaria (Jaiyeola; Bwapwa, 2016). Com base nas medições pós-tratamento, foi possível comparar o desempenho de cada material na redução desse parâmetro.

Com base nos dados apresentados, infere-se que o sabugo de milho foi o material de suporte com melhor desempenho na remoção da carga orgânica, alcançando uma concentração final de $19.245,67 \text{ mg L}^{-1}$ e uma eficiência de redução de aproximadamente 70,1%. A casca de eucalipto apresentou uma concentração final de $28.904,67 \text{ mg L}^{-1}$, correspondendo a uma eficiência de remoção de 56,41%. Já o bambu concentração final de 34.872 mg L^{-1} e taxa de remoção de 47,41%. Essas observações são endossadas pela análise estatística

dos dados, os quais pelo teste de Dunnett ($p < 0,05$) há significativamente diferença entre os tratamentos e a amostra efluente bruto, e o teste de Tukey ($p < 0,05$) indicam que há diferença significativa entre a amostra de bambu e sabugo de milho, todavia a casca de eucalipto não é significativamente diferente nem da amostra de bambu nem do sabugo de milho.

Dessa forma, o sabugo de milho apresentou desempenho superior por favorecer a formação de biofilme bacteriano, uma vez que, fornece nutrientes essenciais ao desenvolvimento microbiano, incluindo fontes de energia provenientes da xilana (rica em polissacarídeos), além de sais minerais e compostos de carbono. Esses elementos contribuíram para a eficiente degradação dos compostos orgânicos presentes no efluente (Liu *et al.*, 2022). Os resultados obtidos para o bambu e o sabugo de milho evidenciam que a eficiência do material está intimamente relacionada às suas propriedades estruturais e à sua capacidade de disponibilizar nutrientes essenciais ao desenvolvimento das comunidades bacterianas.

A DQO das águas residuais da cervejaria é consideravelmente elevada, em razão da carga orgânica gerada pelos subprodutos do processo produtivo (Jaiyeola; Bwapwa, 2016). Os mais diversos processos envolvidos na produção de cerveja, as práticas de limpeza realizadas, altas cargas orgânicas presentes, como carboidratos dissolvidos, álcool e sólidos suspensos, incluindo grãos e leveduras, contribuem diretamente para o aumento da DQO, intensificando a carga poluente do efluente (Shumbeet *et al.*, 2024).

Ao comparar os valores obtidos com os limites exigidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011, observa-se que, apesar da redução significativa nos níveis de DQO proporcionada pelos tratamentos, os efluentes tratados com todos os materiais ainda apresentaram concentrações muito superiores ao limite legal de 100 mg L⁻¹. Mesmo o tratamento com sabugo de milho, que resultou na maior remoção de DQO, apresentou 19.245,67 mg L⁻¹, valor que ultrapassa amplamente o limite para despejo de efluentes estabelecido.

Os resultados indicam que todos os materiais testados — bambu, casca de eucalipto e sabugo de milho — foram eficazes na redução da DQO do efluente cervejeiro. No entanto, os substratos naturais, por mais eficientes que sejam, não foram suficientes para atender aos padrões de qualidade da água estabelecidos

para o lançamento de efluentes em corpos hídricos, indicando que é necessário estudos complementar.

Zheng *et al.*, (2015) investigaram a aplicação de transportadores biológicos espirais no tratamento de efluentes de cervejaria, explorando sua capacidade de suporte para biofilmes microbianos. Como resultado, o estudo alcançou uma remoção de 92,2% da demanda química de oxigênio, demonstrando a eficiência do sistema na redução da carga orgânica do efluente.

Os estudos de Manyuchi, Mbohwa e Muzenda (2018), tiveram como objetivo explorar o biotratamento de águas residuais de cervejaria com microrganismos, focando no bioaumento do tratamento anaeróbico para melhorar a remoção de contaminantes, alcançando uma redução de 87% na DQO.

Mmonwubaet *al.* (2024) avaliaram o impacto da remoção biológica de nutrientes e a qualidade das águas residuais brutas de cervejaria, utilizando um reator de batelada sequencial em escala laboratorial, operado em uma configuração cíclica aeróbia-anaeróbia com inoculação. O estudo desenvolvido pelos autores obteve uma remoção média de 55% da DQO no efluente de cervejaria.

Bassinat *al.* (2021) projetaram um reator anaeróbico de leito móvel com biofilme para tratar águas residuais de cervejaria, utilizando suportes plásticos para o desenvolvimento microbiano. O sistema demonstrou eficácia, alcançando uma remoção de 80% da carga orgânica presente no efluente. Se águas residuais com alto teor orgânico forem despejadas em uma fonte natural, os microrganismos da água podem consumir o oxigênio necessário para tratar o conteúdo orgânico das águas residuais, em vez de utilizar o oxigênio dissolvido na água da fonte natural. Isso pode prejudicar a qualidade da água, pois reduz o oxigênio disponível para outros organismos aquáticos (Kumar *et al.*, 2022).

As águas residuais de cervejaria possuem uma composição caracterizada por alta demanda química de oxigênio, além de uma significativa demanda bioquímica de oxigênio (Khumaloet *al.*, 2022).

7.2.4 Monitoramento dos parâmetros da blenda bacteriana 02

No tratamento de efluente de cervejaria utilizando a blenda bacteriana 02, foram realizados testes iniciais com cinco materiais como meio de suporte para

adesão das bactérias: bambu, sabugo de milho, bagaço de cana-de-açúcar, casca de eucalipto e fibra da casca de coco. Contudo, assim como nos testes anteriores com a blenda bacteriana 01, nem todos os materiais apresentaram bom desenvolvimento de biofilme bacteriano, proporcionando resultados limitados, quanto ao tratamento do efluente monitorado. Durante o processo, foram realizados testes de monitoramento dos parâmetros, além de envio de amostras para o laboratório responsável pelas análises. Os resultados mostraram que quatro dos cinco materiais (bambu, casca de eucalipto, sabugo de milho, bagaço de cana-de-açúcar, fibra da casca do coco) não foram eficazes na redução dos poluentes presentes no efluente. Diante disso, a pesquisa foi direcionada exclusivamente ao bambu, que, embora tenha apresentado uma capacidade limitada de tratabilidade, foi o único material que conseguiu reduzir, ainda que moderadamente, os níveis de matéria orgânica nas amostras.

Durante o monitoramento dos parâmetros operacionais relacionados ao tratamento de efluente de cervejaria utilizando o bambu como meio de suporte, a temperatura do sistema manteve-se em uma média de 22,8 °C. Um valor adequado para o tratamento biológico de efluentes cervejeiros, que favorece a atividade metabólica dos microrganismos presentes no biofilme (Nagpalet *al.*, 2021). O pH médio observado foi de 4,65, permanecendo dentro da faixa característica para esse tipo de efluente (Tchobanoglous; Burton; Stensel, 2003). No entanto, esse pH relativamente ácido pode influenciar a composição microbiana do biofilme e a eficiência da remoção de determinados poluentes, como compostos nitrogenados e fosfatados, o que pode demandar ajustes no processo para otimização da atividade biológica. A Tabela 08 evidencia os resultados referentes ao tratamento do efluente cervejeiro utilizando o bambu como meio de suporte para adesão das bactérias.

Tabela 8. Resultados referentes ao tratamento do efluente cervejeiro utilizando bambu como meio de suporte para adesão das bactérias da blenda bacteriana 02.

Parâmetros	EB (mg L⁻¹)	ET (mg L⁻¹)	ER (%)
FT	57,59	69,24	-
NT	236,40	263,23	-
CA	<1000	<1000	-
DBO	38.000	30.000	21,05
DQO	77.619	57.686	25,68
TURB	<1000	<1000	-

Legenda: FT – Fósforo total; NT – Nitrogênio total; CA – Cor aparente; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; DQO - Demanda química de oxigênio; TURB – Turbidez; EB-Efluente bruto; ET: Efluente tratado; ER- Eficiência de remoção.

Fonte: Autoria própria (2025).

A cor aparente e a turbidez permaneceram inalteradas após o tratamento, indicando que os processos não foram eficazes na remoção dos compostos poluentes presentes no efluente. Esses resultados sugerem a necessidade de estratégias complementares para a remoção desses contaminantes. A coloração elevada pode estar associada à presença de compostos orgânicos dissolvidos e substâncias coloidais, como polifenóis e taninos, além de pigmentos provenientes da fermentação, como melanoidinas, que apresentam baixa biodegradabilidade, ou, além disso, subprodutos resultantes da degradação incompleta da matéria orgânica podem contribuir para a persistência da cor no efluente (Taylor *et al.*, 2018). A turbidez elevada observada após o tratamento com bambu está diretamente associada à presença de partículas em suspensão, possivelmente resultantes do desprendimento de fragmentos do biofilme bacteriano, da degradação do material suporte ou da liberação de matéria orgânica parcialmente degradada (Amenorfenyo *et al.*, 2019).

A média dos sólidos totais monitorada ao longo do tratamento foi de 1999,03 mg L⁻¹, evidenciando a correlação entre os parâmetros analisados. Esse aumento pode estar associado ao acúmulo de material dissolvido resistente à degradação biológica, como açúcares residuais e compostos orgânicos complexos (Enitan *et al.*, 2014). Adicionalmente, o desprendimento do biofilme bacteriano pode ter contribuído para o incremento dos sólidos suspensos, assim como a presença de partículas coloidais e finas não removidas no processo.

Para NT e FT foi observado pelo aumento dos valores obtidos em comparação ao efluente bruto. Nos processos de tratamento de efluentes, especialmente em sistemas biológicos baseados em biofilmes, a remoção de nutrientes como FT e NT é fundamental para evitar impactos ambientais, como a eutrofização (Khumalo *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2020). O aumento desses parâmetros observado após o tratamento indica que o processo não foi eficiente na remoção ou, possivelmente, que ocorreu a liberação de fósforo e nitrogênio em suas formas químicas biodisponíveis, como fosfato, nitrato, nitrito, entre outras, devido a um

desequilíbrio nos processos metabólicos das bactérias envolvidas ou a remoção e interrompimento do biofilme, comprometendo a retenção e assimilação desses nutrientes (Wang *et al.*, 2020).

A DBO e a DQO foram os únicos parâmetros que apresentaram redução após o tratamento, com uma eficiência de remoção de 21,05% e 25,68%, respectivamente. Ainda, o OD médio obtido ao longo do monitoramento de tratamento foi de 4,41 O₂ L⁻¹. No entanto, para processos biológicos, como o tratamento por biofilmes, uma eficiência de remoção mais alta seria desejável (Van Gijnet *al.*, 2021), o que sugere a necessidade de ajustes operacionais ou otimização do sistema de tratamento empregado.

Os resultados do tratamento de efluente de cervejaria, quando comparados aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/11, indicam que o sistema atual não atende aos padrões exigidos para todos os parâmetros. A DBO do efluente tratado foi de 30.000 mg L⁻¹, bem acima de 300 mg L⁻¹, que consta na resolução para o lançamento em corpos hídricos. Da mesma forma, a DQO foi de 57.686 mg L⁻¹, também ultrapassando 600 mg L⁻¹, apontando que a remoção de poluentes mais difíceis de degradar não foi adequada. O fósforo total apresentou um aumento no efluente tratado, com 69,24 mg L⁻¹, superando 2 mg L⁻¹, o que é preocupante, pois o excesso de fósforo pode contribuir para a eutrofização dos corpos hídricos receptores (Marin; Grilli, 2023). O nitrogênio total foi de 263,23 mg L⁻¹, também excede amplamente o limite de 10 mg L⁻¹, o que representa um risco potencial de poluição e degradação da qualidade da água (Jarvie *et al.*, 2018). Por fim, a turbidez no efluente tratado foi superior a 1000 NTU, muito acima de 100 NTU, o que indica que o processo não foi eficiente na remoção de sólidos suspensos.

Esses resultados indicam que é necessário otimizar o processo de tratamento, implementando tecnologias adicionais, como a remoção de fósforo por precipitação química, aprimoramento da desnitrificação e aumento da eficiência na redução da carga orgânica e da turbidez, a fim de atender aos padrões da resolução e garantir a proteção dos recursos hídricos (Amenorfenyo *et al.*, 2019).

De modo geral, com base na análise conjunta dos dados referentes ao monitoramento do desempenho dos sistemas biológicos operando com as duas blendas bacterianas 01 e 02, é possível inferir que os materiais utilizados promoveram a formação de biofilmes e biodegradabilidade dos compostos orgânicos

no efluente de cervejaria estudado. No entanto, a eficiência do processo é limitada, sugerindo que o tratamento biológico sozinho pode não ser suficiente para atender aos padrões legais de qualidade da água. Mais investigações são necessárias para identificar os fatores específicos que contribuem para os níveis elevados de DQO nas águas residuais da cervejaria.

Diversos fatores influenciam a formação de biofilme, como condições ambientais do meio em relação aos metabólitos bacterianos, nível de oxigênio, pH e disponibilidade de nutrientes. Superfícies hidrofóbicas, baixa salinidade, temperatura reduzida e um pH entre 7 e 8 são parâmetros que favorecem a adesão e o crescimento de biofilmes. Além disso, o teor de oxigênio dissolvido, a temperatura e a concentração de nutrientes nas águas residuais desempenham um papel crucial na determinação da variedade de microrganismo presente no biofilme (Chattopadhyay *et al.*, 2022). Assim, alguns ajustes devem ser feitos para melhorar os parâmetros de processo para o aumento da eficiência do tratamento.

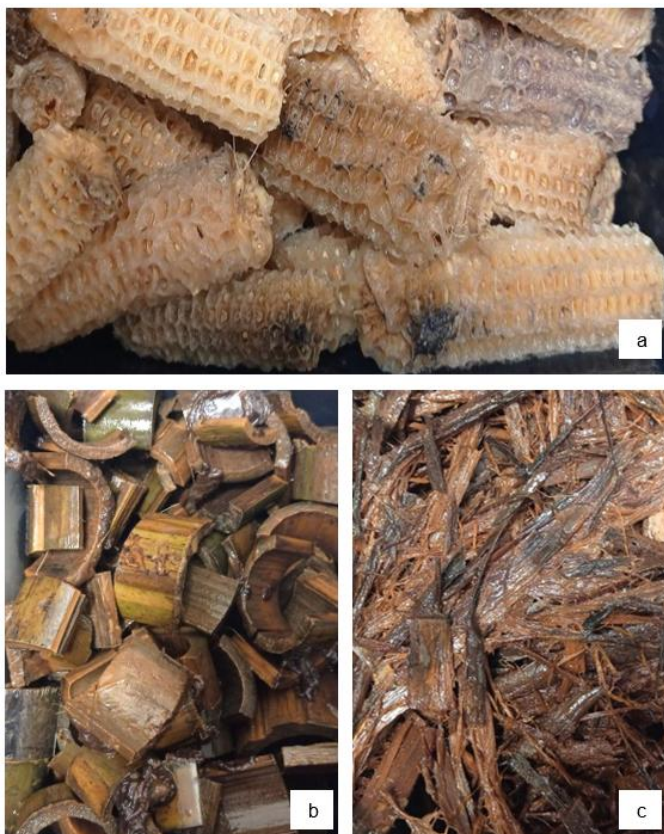
O uso de sistemas baseados em biofilmes com meios de suporte comerciais e sintéticos tem sido amplamente estudado e documentado ao longo dos anos. No entanto, ainda há uma lacuna na pesquisa quanto à aplicação de materiais naturais e suportes provenientes de resíduos sólidos agrícolas como alternativa viável para esses sistemas (Zhao, *et al.*, 2019). A escassez de estudos que utilizam esses resíduos como meio de suporte para adesão bacteriana no tratamento biológico de efluentes limita a comparação dos resultados existentes com os encontrados nessa pesquisa e impede o estabelecimento de uma base sólida para o desenvolvimento de novas linhas de pesquisa na área.

7.3 DURABILIDADE DOS MATERIAIS NO SISTEMA DE TRATAMENTO

Os três materiais empregados como meios de suporte, bambu, sabugo de milho e casca de eucalipto, permaneceram em contato contínuo com o efluente e as blendas bacterianas por um período aproximado de 45 dias. Durante esse tempo, os materiais desempenharam um papel essencial na formação e estabilização dos biofilmes bacterianos, permitindo a adesão e maturação dos microrganismos responsáveis pela degradação dos contaminantes presentes no efluente. As imagens a seguir ilustram as mudanças físicas observadas visualmente nos

materiais após o processo de tratamento, evidenciando a interação entre os suportes e o efluente ao longo do período experimental (Figura 10).

Figura 10. Aparência física dos materiais de suporte após o tratamento de efluente cervejeiro (a) sabugo de milho; (b) bambu; (c) casca de eucalipto.



Fonte: Autoria própria (2025).

Observou-se que o sabugo de milho foi o material que apresentou as maiores alterações, evidenciadas por mudanças de coloração e pelo surgimento de possíveis fungos em sua superfície. É notório que diversas comunidades microbianas habitam praticamente todos os ecossistemas. Em nichos específicos, as interações microbianas desempenham papel crucial na montagem comunitária, influenciando diretamente suas propriedades estruturais e funcionais. Em especial, interações entre fungos e bactérias, mediadas por efeitos prioritários, em que os primeiros colonizadores modulam o estabelecimento de espécies subsequentes, e por competição, podem modificar significativamente a estrutura física e composicional de biofilmes (Cheong *et al.*, 2021).

Essas transformações indicam que o sabugo de milho pode ser o mais suscetível à decomposição biológica ou ao desenvolvimento de microrganismos não desejados no sistema ao longo do processo de tratamento, como os fungos. Em contraste, o bambu e a casca de eucalipto mostraram uma resistência considerável, com poucas alterações visíveis durante o período de exposição ao efluente.

A rápida degradação observada nos materiais pode ser atribuída à intensa atividade microbiológica, especialmente pela atuação de bactérias formadoras de biofilme, que aceleram a decomposição da matéria orgânica e, ao mesmo tempo, contribuem para a degradação dos próprios meios de suporte. Além disso, a competição entre fungos e bactérias pela colonização do material também influencia esse processo (Cheong *et al.*, 2021). Essa dinâmica pode resultar em alterações na estrutura dos materiais, como o desgaste físico e a liberação de compostos solúveis que aumentam a turbidez da água (Chukwuma *et al.*, 2021).

Sob essa perspectiva, alguns autores ainda relatam a necessidade de se realizar pré-tratamentos nos materiais naturais utilizados como meio de suporte (Wang *et al.*, 2023), pelo fato da lignina não ser biodegradada com facilidade pelos microrganismos (Wang; Feng; Deng, 2020). Tratamentos como esmagamento, modificação ácido-base e processos biológicos têm sido amplamente empregados na preparação de materiais avaliados como meio de suporte (Brar; Kaur; Chadha, 2016; Feng *et al.*, 2020).

A durabilidade dos materiais utilizados como suporte no sistema de tratamento demonstrou estar diretamente relacionada à composição lignocelulósica e ao comportamento térmico das biomassas avaliadas. O bambu e a casca de eucalipto, que apresentaram os maiores teores de lignina total (5,17% e 4,34%, respectivamente), também se destacaram pela menor perda mássica durante a análise termogravimétrica e por sua maior resistência visual à degradação ao final do experimento, evidenciando estabilidade estrutural diante da ação microbiológica prolongada. Esses resultados reforçam que a lignina, componente estrutural mais resistente da biomassa (Rawal *et al.*, 2020), exerce papel fundamental na proteção dos materiais contra a degradação térmica e microbiana, sendo um parâmetro determinante na escolha de substratos naturais para sistemas de biofilme em tratamento de efluentes.

8 CONCLUSÃO

A comparação entre as duas blendas bacterianas utilizadas no tratamento de efluentes cervejeiros revelou que a blenda bacteriana 1 apresentou um desempenho superior em todos os parâmetros de qualidade da água, demonstrando maior eficiência na remoção de poluentes em relação à blenda bacteriana 2.

A blenda bacteriana 1 apresentou os melhores resultados, alcançando uma remoção de 70,1% da DQO e 67,86% da DBO no tratamento com sabugo de milho como meio de suporte. Em contraste, a blenda bacteriana 2, utilizando o bambu, demonstrou uma eficiência inferior, com remoções de apenas 25,68% para a DQO e 21,05% para a DBO, evidenciando diferenças no desempenho microbiológico entre os sistemas avaliados. A comparação entre as duas blendas bacterianas revelou que, embora a blenda bacteriana 1 tenha demonstrado certa eficiência na redução dos parâmetros de DBO, DQO, NT, FT a remoção de matéria orgânica não foi suficiente para atender aos limites estabelecidos pela legislação ambiental brasileira.

A análise termogravimétrica, associada ao teor de lignina, indicou que materiais como bambu e casca de eucalipto, com maior estabilidade térmica e maior teor de lignina, apresentaram também melhor durabilidade durante o tratamento. Em contraste, o sabugo de milho, com menor teor de lignina e menor estabilidade térmica, mostrou-se mais suscetível à degradação microbiana. Esses dados confirmam que a composição lignocelulósica e o comportamento térmico influenciam diretamente a resistência dos materiais no sistema biológico.

Os meios de suporte naturais investigados neste estudo podem ser integrados de forma estratégica em sistemas de tratamento de efluentes cervejeiros, mas ajustes nas condições operacionais e o uso de técnicas complementares são necessários para alcançar a conformidade com as normas ambientais.

A continuidade da pesquisa é essencial para otimizar as condições operacionais, explorar diferentes meios de suporte e blendas bacterianas, e avaliar a viabilidade de combinar esses métodos biológicos com processos físico-químicos complementares. Tais estratégias podem proporcionar um tratamento mais eficaz e atender aos padrões ambientais exigidos, contribuindo para a sustentabilidade na indústria cervejeira e a proteção dos corpos hídricos.

REFERÊNCIAS

ABOULSOUD, Yasmin I. E. Adsorption of Oil from Industrial Wastewater with Eucalyptus globulus Labill. Bark: Optimization Study. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 235, n. 5, p. 1-14, 2024.

ADUGNA, Deressa Boja *et al.* Characterization of physicochemical and bacteriological properties of Harar Brewery wastewater and its suitability for irrigation. **Environmental Challenges**, v. 16, p. 100967, 2024.

AFROZE, S.; SEN, T. K.; ANG, H. M.. Adsorption removal of zinc (II) from aqueous phase by raw and base modified Eucalyptus sheathiana bark: Kinetics, mechanism and equilibrium study. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 102, p. 336-352, 2016.

AHMAD, J. *et al.* Mechanical and durability performance of coconut fiber reinforced concrete: a state-of-the-art review. **Materials**, v. 15, n. 10, p. 3601, 2022.

AHMADI, M.; AMIRI, H.. Upgrading of Kish Island Mirmohana Wastewater Treatment Plant using Moving Bed Biofilm Reactor Alternative. **Iranian Journal of Health Sciences**, v. 2, n. 3, p. 33-42, 2014.

AKBARZADEH, R. *et al.* Simultaneous brewery wastewater treatment and hydrogen generation via hydrolysis using Mg waste scraps. **Journal of Cleaner Production**, v. 276, p. 123198, 2020.

ALISAWI, Hussein Abed Obaid. Performance of wastewater treatment during variable temperature. **Applied Water Science**, v. 10, n. 4, p. 89, 2020.

ALOTAIBI, Ghazay F.; BUKHARI, Mamdouh A. Factors influencing bacterial biofilm formation and development. **Am. J. Biomed. Sci. Res**, v. 12, n. 6, p. 617-626, 2021.

ALVAREZ, X. *et al.* Green filters of Eucalyptus globulus for microalgae harvesting from freshwater reservoir and reuse of biomass harvested for pellet production. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 147, p. 497-504, 2021.

AMENORFENYO, David Kwame *et al.* Microalgae brewery wastewater treatment: potentials, benefits and the challenges. **International journal of environmental research and public health**, v. 16, n. 11, p. 1910, 2019.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION WATER, ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 19th ed. Washington, DC: American Public Health Association, 1995. chapter 4, p. 85-86.

ANDERSSON, K. *et al.* More trees, more poverty? The socioeconomic effects of tree plantations in Chile, 2001–2011. **Environmental management**, v. 57, p. 123-136, 2016.

ANUCHI, S. O.; CAMPBELL, K. L. S.; HALLETT, J. P. Effective pretreatment of lignin-rich coconut wastes using a low-cost ionic liquid. **Scientific reports**, v. 12, n. 1, p. 6108, 2022.

APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2017.

ASASUTJARIT, C. *et al.* Development of coconut coir-based lightweight cement board. **Construction and Building Materials**, v. 21, n. 2, p. 277-288, 2007.

ASHA, A. *et al.* Improvement of biodegradability index through electrocoagulation and advanced oxidation process. **International Journal of Industrial Chemistry**, v. 5, p. 1-6, 2014.

ASHRAF, A.; RAMAMURTHY, R.; RENE, E. R. Wastewater treatment and resource recovery technologies in the brewery industry: Current trends and emerging practices. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 47, p. 101432, 2021.

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

BARRECA, F.. Utilization of cork residues for high performance walls in green buildings. **Agricultural Engineering International: CIGR Journal**, v. 20, n. 1, p. 47-55, 2018.

BARROS, J. *et al.* The cell biology of lignification in higher plants. *Annals of botany*, v. 115, n. 7, p. 1053-1074, 2015.

BARTOS, András *et al.* Alkali treatment of lignocellulosic fibers extracted from sugarcane bagasse: Composition, structure, properties. **Polymer Testing**, v. 88, p. 106549, 2020.

BAYLE, GK[†]. Ecological and social impacts of eucalyptus tree plantation on the environment. **Journal of Biodiversity Conservation and Bioresource Management**, v. 5, n. 1, p. 93-104, 2019.

BILATTO, Stanley *et al.* Lignocellulose nanocrystals from sugarcane straw. **Industrial Crops and Products**, v. 157, p. 112938, 2020.

BISWAS, S. *et al.* Cellulose and lignin profiling in seven, economically important bamboo species of India by anatomical, biochemical, FTIR spectroscopy and thermogravimetric analysis. **Biomass and Bioenergy**, v. 158, p. 106362, 2022.

BORGES, J. F. *et al.* Laccase immobilization on activated carbon from hydrothermal carbonization of corn cob. **Waste and Biomass Valorization**, v. 15, n. 1, p. 501-520, 2024.

BOROWSKI, P. F. Innovation strategy on the example of companies using bamboo. **Journal of Innovation and Entrepreneurship**, v. 10, n. 1, p. 1-17, 2021.

BOROWSKI, P. F.; PATUK, L.; BANDALA, E. R. Innovative industrial use of bamboo as key “Green” material. **Sustainability**, v. 14, n. 4, p. 1955, 2022.

BOUABIDI, Zineb B.; EL-NAAS, Muftah H.; ZHANG, Zhien. Immobilization of microbial cells for the biotreatment of wastewater: a review. *Environmental chemistry letters*, v. 17, p. 241-257, 2019.

BRAINER, Maria Simone de Castro Pereira. *Coco: produção e mercado*. 2021.

BRAMHACHARI, P. V.; REDDY, D. Rama Sekhara; KOTRESHA, D. Biodegradation of catechol by free and immobilized cells of *Achromobacter xylosoxidans* strain 15DKVB isolated from paper and pulp industrial effluents. **Biocatalysis and agricultural biotechnology**, v. 7, p. 36-44, 2016.

BRAR, K. K.; KAUR, Satindar; CHADHA, B. S. A novel staggered hybrid SSF approach for efficient conversion of cellulose/hemicellulosic fractions of corncob into ethanol. **Renewable Energy**, v. 98, p. 16-22, 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. *Anuário da cerveja 2024: ano de referência 2023*. Brasília: MAPA/SDA, 2024. 51 p. ISBN 978-85-7991-235-1.

BRICHEUX, Geneviève *et al.* Pyrosequencing assessment of prokaryotic and eukaryotic diversity in biofilm communities from a French river. **Microbiologyopen**, v. 2, n. 3, p. 402-414, 2013.

BUI, D. T. *et al.* Improving prediction of water quality indices using novel hybrid machine-learning algorithms. **Science of the Total Environment**, v. 721, p. 137612, 2020.

BUNCE, Joshua T. *et al.* A review of phosphorus removal technologies and their applicability to small-scale domestic wastewater treatment systems. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, p. 8, 2018.

CABRAL ALMADA, Cedric *et al.* Growth inhibition of wood-decay fungi by lignin-related aromatic compounds. **European Journal of Wood and Wood Products**, v. 79, n. 5, p. 1057-1065, 2021.

CALLIGARIS, Guilherme A. *et al.* Assessing the pozzolanic activity of cements with added sugar cane straw ash by synchrotron X-ray diffraction and Rietveld analysis. **Construction and Building Materials**, v. 98, p. 44-50, 2015.

CARRIER, M. *et al.* Thermogravimetric analysis as a new method to determine the lignocellulosic composition of biomass. **Biomass and bioenergy**, v. 35, n. 1, p. 298-307, 2011.

CARVALHO, J. A. *et al.* Sugarcane bagasse lignin obtained by different extraction methods. **Cellul. Chem. Technol.**, v. 55, n. 1–2, p. 55-62, 2021.

CASAS-LEDÓN, Y. *et al.* Life cycle assessment of innovative insulation panels based on eucalyptus bark fibers. **Journal of cleaner production**, v. 249, p. 119356, 2020.

CASTILLO, S. *et al.* Rheological and nutritional characterization of sweet corn by-product (cob) to develop a functional ingredient applied in dressings. **Frontiers in Nutrition**, v. 8, p. 666654, 2021.

CASTILLO-GONZÁLEZ, E. *et al.* Vermicomposting: A valorization alternative for corn cob waste. **Applied Sciences**, v. 11, n. 12, p. 5692, 2021.

CASTRO-JIMÉNEZ, Camilo C.; SALDARRIAGA-MOLINA, Julio C.; GARCÍA, Edwin F. Physical-chemical characterisation of an alum-based water treatment sludge in different raw water turbidity scenarios. **Heliyon**, v. 10, n. 17, 2024.

CHAOWANA, K.; WISADSATORN, S.; CHAOWANA, P.. Bamboo as a sustainable building material—culm characteristics and properties. **Sustainability**, v. 13, n. 13, p. 7376, 2021.

CHATTOPADHYAY, Indranil; USMAN, TM Mohamed; VARJANI, Sunita. Exploring the role of microbial biofilm for industrial effluents treatment. **Bioengineered**, v. 13, n. 3, p. 6420-6440, 2022.

CHEN, D. *et al.* Insight into a new phenolic-leaching pretreatment on bamboo pyrolysis: Release characteristics of pyrolytic volatiles, upgradation of three phase products, migration of elements, and energy yield. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 136, p. 110444, 2021.

CHEONG, JZ Alex *et al.* Priority effects dictate community structure and alter

virulence of fungal-bacterial biofilms. **The ISME Journal**, v. 15, n. 7, p. 2012-2027, 2021.

CHOWDHARY, P.; RAJ, A.; BHARAGAVA, R. N.. Environmental pollution and health hazards from distillery wastewater and treatment approaches to combat the environmental threats: a review. **Chemosphere**, v. 194, p. 229-246, 2018.

CHUKWUMA, Ogechukwu Bose *et al.* A review on bacterial contribution to lignocellulose breakdown into useful bio-products. **International journal of environmental research and public health**, v. 18, n. 11, p. 6001, 2021.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (Brasil). *Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar, safra 2022/23 – quarto levantamento*. Brasília: Conab, 2023. Disponível em:

[https://www.novacana.com/pdf/20042023090434_Conab -
_4_levantamento_da_safra_de_cana_2022-23.pdf](https://www.novacana.com/pdf/20042023090434_Conab_-_4_levantamento_da_safra_de_cana_2022-23.pdf). Acesso em: 14 abr. 2025.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Safra brasileira de cana-de-açúcar**. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cana>. Acesso em: 5 nov. 2023.

CRUZ, J. C..**EMBRAPA**, 2021.. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/cultivos/milho/producao>. Acesso em: 05 nov. 2023.

CUENCA, M. A. G.; MARTINS, C. R.; JESUS JUNIOR, L. A..**EMBRAPA**, 2021. Estatística de produção. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/cultivos/coco/pre-producao/importancia-socioeconomica/estatistica-da-producao>. Acesso em: 05 nov. 2023.

CUNY, H. E. *et al.* Woody biomass production lags stem-girth increase by over one month in coniferous forests. **Natureplants**, v. 1, n. 11, p. 1-6, 2015.

DA SILVA, C. M. S. *et al.* Hydrothermal and organic-chemical treatments of eucalyptus biomass for industrial purposes. **Bioresourcetechnology**, v. 289, p. 121731, 2019.

DE OLIVEIRA, D. V. M.; NARIYOSHI, Yuri Nascimento. Avaliação de uma planta piloto de MBBR (movingbedbiofilmreactor - reator biológico com leito móvel) para tratamento de efluente de uma fábrica de celulose e papel. **O PAPEL**, v. 73, n. 10, p. 75-80, 2012.

DE OLIVEIRA, M. L. *et al.* Obtaining and characterization of a composite with polymer matrix and corn cob waste filler. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 12, p. e32791210849-e32791210849, 2020.

DE, S. *et al.* Fractionation and characterization of lignin from waste rice straw: Biomass surface chemical composition analysis. **International journal of biological macromolecules**, v. 145, p. 795-803, 2020.

DEPCIUCH, J. *et al.* FTIR analysis of molecular composition changes in hazel pollen from unpolluted and urbanized areas. **Aerobiologia**, v. 33, p. 1-12, 2017.

DHAR, S. A.; SAKIB, T. U.; HILARY, L. N.. Effects of pyrolysis temperature on production and physicochemical characterization of biochar derived from coconut fiber biomass through slow pyrolysis process. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 12, n. 7, p. 2631-2647, 2022.

DIAS, C. *et al.* Concomitant wastewater treatment with lipid and carotenoid production by the oleaginous yeast *Rhodospiridium toruloides* grown on brewery effluent enriched with sugarcane molasses and urea. **Process biochemistry**, v. 94, p. 1-14, 2020.

DINAMARCA, M. Alejandro *et al.* Biodesulfurization of gas oil using inorganic supports biomodified with metabolically active cells immobilized by adsorption. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 7, p. 2375-2378, 2010.

DOUBLA, A. *et al.* Organic pollutants abatement and biodecontamination of brewery effluents by a non-thermal quenched plasma at atmospheric pressure. **Chemosphere**, v. 69, n. 2, p. 332-337, 2007.

DRUMOND, P. M. *et al.* **Bambus no Brasil: da biologia à tecnologia**. Rio de Janeiro: Instituto Ciência Hoje, 2017., 2017.

DUNFIELD, Peter F. *et al.* Methane oxidation by an extremely acidophilic bacterium of the phylum Verrucomicrobia. **Nature**, v. 450, n. 7171, p. 879-882, 2007.

DUQUE-ACEVEDO, M. *et al.* Agricultural waste: Review of the evolution, approaches and perspectives on alternative uses. **Global Ecology and Conservation**, v. 22, p. e00902, 2020.

DUROTOYE, Taiwo O. *et al.* Impact assessment of wastewater discharge from a textile industry in Lagos, Nigeria. **Cogent Engineering**, v. 5, n. 1, p. 1531687, 2018.

DVOŘÁK, Lukas *et al.* Removal of aniline, cyanides and diphenylguanidine from industrial wastewater using a full-scale moving bed biofilm reactor. **Process Biochemistry**, v. 49, n. 1, p. 102-109, 2014.

EL OTHMANY, R. *et al.* Current understanding on adhesion and biofilm development in actinobacteria. **International Journal of Microbiology**, v. 2021, n. 1, p. 6637438, 2021.

ELANGO, G.; RATHIKA, G.; ELANGO, S. Parâmetros físico-químicos do efluente de tingimento têxtil e seus impactos com estudo de caso. *Revista Internacional de Pesquisa em Química e Meio Ambiente*, v. 7, n. 1, p. 17-24, 2017.

EMAMVERDIAN, A. *et al.* Application of bamboo plants in nine aspects. *The Scientific World Journal*, v. 2020, 2020.

ENITAN, Abimbola Motunrayo *et al.* Assessment of brewery effluent composition from a beer producing industry in KwaZulu-Natal, South Africa. **Fresenius environmental bulletin**, v. 23, n. 3, p. 693-701, 2014.

ENITAN, Abimbola Motunrayo *et al.* Characterization of brewery wastewater composition. **International Journal of Environmental and Ecological Engineering**, 2015.

ESCALANTE, J. *et al.* Pyrolysis of lignocellulosic, algal, plastic, and other biomass wastes for biofuel production and circular bioeconomy: A review of thermogravimetric analysis (TGA) approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 169, p. 112914, 2022.

ESTEVAM, Andressa *et al.* Production of biohydrogen from brewery wastewater using *Klebsiella pneumoniae* isolated from the environment. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 43, n. 9, p. 4276-4283, 2018.

FARIVAR, F. *et al.* Thermogravimetric analysis (TGA) of graphene materials: Effect of particle size of graphene, graphene oxide and graphite on thermal parameters. **C**, v. 7, n. 2, p. 41, 2021.

FENG, Lijuan *et al.* Comparison of nitrogen removal and microbial properties in solid-phase denitrification systems for water purification with various pretreated lignocellulosic carriers. *Bioresource technology*, v. 224, p. 236-245, 2017.

FERNANDES, A. *et al.* Eco valorization of eucalyptus globulus bark and branches through liquefaction. **Applied Sciences**, v. 12, n. 8, p. 3775, 2022.

FU, S. *et al.* Kinetics of thermal pyrolysis of Eucalyptus bark by using thermogravimetric-Fourier transform infrared spectrometry technique. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 139, p. 3527-3535, 2020.

GALINA, N. R. *et al.* Comparative study on combustion and oxy-fuel combustion environments using mixtures of coal with sugarcane bagasse and biomass sorghum bagasse by the thermogravimetric analysis. **Journal of the Energy Institute**, v. 92, n. 3, p. 741-754, 2019.

GAO, Q. *et al.* Effect of hydrothermal pretreatment on deashing and pyrolysis characteristics of bamboo shoot shells. **Energy**, v. 247, p. 123510, 2022.

GARCÍA-CONDADO, S. *et al.* Assessing lignocellulosic biomass production from crop residues in the European Union: Modelling, analysis of the current scenario and drivers of interannual variability. **GCB Bioenergy**, v. 11, n. 6, p. 809-831, 2019.

GAUTAM, Anju; LEAR, Gavin; LEWIS, Gillian D. Time after time: detecting annual patterns in stream bacterial biofilm communities. **Environmental microbiology**, v. 24, n. 5, p. 2502-2515, 2022.

GHOLAMI, M. *et al.* Indigenous bacteria as an alternative for promoting recycled paper and cardboard mill wastewater treatment. *Scientific Reports*, v. 12, n. 1, p. 16767, 2022.

GONÇALVES, Max Filipe Silva *et al.* Logística reversa do resíduo de coco verde. **Revista LOGS: Logística e Operações Globais Sustentáveis**, v. 1, n. 1, 2019.

GÓRALCZYK, Katarzyna; MAJCHER, Anna. Are the civilization diseases the result of organohalogen environmental pollution?-Review. **Acta BiochimicaPolonica**, v. 66, n. 2, p. 123-127, 2019.

GROOTEMAAT, S. *et al.* Bark traits, decomposition and flammability of Australian forest trees. **Australian Journal of Botany**, v. 65, n. 4, p. 327-338, 2017.

HAIROM, N. H. H. *et al.* A review of nanotechnological applications to detect and control surface water pollution. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, p. 102032, 2021.

HALPIN, C.. Lignin engineering to improve saccharification and digestibility in grasses. **Current opinion in biotechnology**, v. 56, p. 223-229, 2019.

HAQUE, Md M. *et al.* Decolorization, degradation and detoxification of mutagenic dye Methyl orange by novel biofilm producing plant growth-promoting rhizobacteria. **Chemosphere**, v. 346, p. 140568, 2024.

HE, L. *et al.* Microstructure and physicochemical properties of the anisotropic moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) surface. **European Journal of Wood and Wood Products**, p. 1-12, 2022.

HILL, Marquita K. **Understanding environmental pollution**. Cambridge University Press, 2020.

HOSSEINLOU, Daniel. Application of an efficient, cost-effective and newly developed single-process SAO/PND technology for treating brewery industry effluent. **South African Journal of Chemical Engineering**, v. 41, p. 34-42, 2022.

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

IBRAHIM, Y. *et al.* Unveiling fabrication and environmental remediation of MXene-based nanoarchitectures in toxic metals removal from wastewater: Strategy and mechanism. **Nanomaterials**, v. 10, n. 5, p. 885, 2020.

INCAPER. **Polos de fruticultura – coco.** Disponível em: <https://incaper.es.gov.br/fruticultura-coco>. Acesso em 05 nov. 2023.

ISMAIL, A. A.; VAN DE VOORT, F. R.; SEDMAN, J.. Fourier transform infrared spectroscopy: principles and applications. In: **Techniques and instrumentation in analytical chemistry**. Elsevier, 1997. p. 93-139.

JAGABA, Ahmad Hussaini *et al.* Synthesis, characterization, and performance evaluation of hybrid waste sludge biochar for cod and color removal from agro-industrial effluent. **Separations**, v. 9, n. 9, p. 258, 2022.

JAGNADE, P.; PANWAR, N. L.; AGARWAL, C.. Experimental investigation of kinetic parameters of bamboo and bamboo biochar using thermogravimetric analysis under non-isothermal conditions. **BioEnergy Research**, v. 16, n. 2, p. 1143-1155, 2023.

JAIYEOLA, Adesoji T.; BWAPWA, Joseph K. Treatment technology for brewery wastewater in a water-scarce country: a review. **South African journal of science**, v. 112, n. 3-4, p. 1-8, 2016.

JARVIE, Helen P. *et al.* Phosphorus and nitrogen limitation and impairment of headwater streams relative to rivers in Great Britain: A national perspective on eutrophication. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 849-862, 2018.

JAVADIAN, A. *et al.* Mechanical properties of bamboo through measurement of culm physical properties for composite fabrication of structural concrete reinforcement. **Frontiers in Materials**, v. 6, p. 15, 2019.

KALPANA, V. P.; PERARASU, V. T. Analysis on cellulose extraction from hybrid biomass for improved crystallinity. **Journal of Molecular Structure**, v. 1217, p. 128350, 2020.

KAMALI, M. *et al.* Sustainability considerations in membrane-based technologies for industrial effluents treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 368, p. 474-494, 2019.

KAMALI, Mohammadreza; KHODAPARAST, Zahra. Review on recent developments on pulp and paper mill wastewater treatment. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 114, p. 326-342, 2015.

KARLOVIĆ, Andrea *et al.* By-products in the malting and brewing industries—re-usage possibilities. **Fermentation**, v. 6, n. 3, p. 82, 2020.

KAUR, R.; UPPAL, S. K. Structural characterization and antioxidant activity of lignin from sugarcane bagasse. **Colloid and Polymer Science**, v. 293, p. 2585-2592, 2015.

KHAN, Muhammad Usman *et al.* A review of recent advancements in pretreatment techniques of lignocellulosic materials for biogas production: Opportunities and Limitations. **Chemical Engineering Journal Advances**, v. 10, p. 100263, 2022.

KHUMALO, Siphesihle Mangena *et al.* Application of response surface methodology on brewery wastewater treatment using chitosan as a coagulant. **Water**, v. 15, n. 6, p. 1176, 2023.

KHUMALO, Siphesihle Mangena *et al.* Characterization of South African Brewery Wastewater: Oxidation-Reduction Potential Variation. **Water**, v. 14, n. 10, p. 1604, 2022.

KOLAWOLE, J. T. *et al.* State-of-the-art review on the use of sugarcane bagasse ash in cementitious materials. **Cement and Concrete Composites**, v. 118, p. 103975, 2021.

KORPINEN, Risto *et al.* Comparative evaluation of various lignin determination methods on hemicellulose-rich fractions of spruce and birch obtained by pressurized hot-water extraction (PHWE) and subsequent ultrafiltration (UF). **Holzforschung**, v. 68, n. 8, p. 971-979, 2014.

KU, H. *et al.* A review on the tensile properties of natural fiber reinforced polymer composites. **Composites Part B: Engineering**, v. 42, n. 4, p. 856-873, 2011.

KUMAR, A.; REDDY, S. N. Study the catalytic effect on pyrolytic behavior, thermal kinetic and thermodynamic parameters of Ni/Ru/Fe-impregnated sugarcane bagasse via thermogravimetric analysis. **Industrial Crops and Products**, v. 178, p. 114564, 2022.

KUMAR, J. A. *et al.* A comprehensive review on bio-hydrogen production from brewery industrial wastewater and its treatment methodologies. **Fuel**, v. 319, p. 123594, 2022.

KUMAR, S.; SAHA, A.. Utilization of coconut shell biomass residue to develop sustainable biocomposites and characterize the physical, mechanical, thermal, and water absorption properties. **Biomass Conversion and Biorefinery**, p. 1-17, 2022.

LABORDE, Amalia *et al.* Children's health in Latin America: the influence of environmental exposures. **Environmental health perspectives**, v. 123, n. 3, p. 201-209, 2015.

LACERDA, M. S.; LEITÃO, F. O..Challenges and opportunities of the circular economy: the case of green coconut residues. **Informe Gepec**, v. 25, n. 2, p. 164-181, 2021.

LAGO, A. *et al.* Bacterial biofilm attachment to sustainable carriers as a clean-up strategy for wastewater treatment: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 63, p. 105368, 2024.

LASA, I.; PENADÉS, J. R. Bap: a family of surface proteins involved in biofilm formation. *Research in Microbiology*, v. 157, n. 2, p. 99-107, 2006.

LEBEDEVA, Daria *et al.* Waste-to-Fuel approach: valorization of lignin from coconut coir pith. **ACS Agricultural Science & Technology**, v. 2, n. 2, p. 349-358, 2022.

LERMA-GARCÍA, M. J. *et al.* Authentication of extra virgin olive oils by Fourier-transform infrared spectroscopy. **Food Chemistry**, v. 118, n. 1, p. 78-83, 2010.

LI, X. *et al.* Chemical and enzymatic fiber modification to enhance the mechanical properties of CMC composite films. **Polymers**, v. 14, n. 19, p. 4127, 2022.

LI, Xi *et al.* Nitrogen and phosphorus removal performance and bacterial communities in a multi-stage surface flow constructed wetland treating rural domestic sewage. **Science of the Total Environment**, v. 709, p. 136235, 2020.

LIBRELOTTO, L. I. *et al.* Bambu: Caminhos para o Desenvolvimento Sustentável. 2019.

LIU, Jiandong *et al.* Carbon sources derived from corncobs enhanced nitrogen removal in SBBR treating low C/N domestic sewage. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 166, p. 628-637, 2022.

LIU, X. *et al.* Thermogravimetric analysis of co-combustion characteristics of sewage sludge and bamboo scraps combined with artificial neural networks. **Renewable Energy**, v. 226, p. 120338, 2024.

LIU, Z. *et al.* Co-pyrolysis of the Chinese liquor industry waste and bamboo waste, elucidation of the pyrolysis reaction chemistry, and TG-FTIR-MS based study of the evolved gases. **Fuel**, v. 326, p. 124976, 2022.

LOPES, F. C. R.; TANNOUS, K.; CARMAZINI, E de B..Thermal behavior and kinetic analysis of torrefied coconut fiber pyrolysis. **Thermochemica Acta**, v. 715, p. 179275, 2022.

LOU, Z. *et al.* Regulating lignin content to obtain excellent bamboo-derived electromagnetic wave absorber with thermal stability. **Chemical Engineering Journal**, v. 430, p. 133178, 2022.

MANATURA, K. Inert torrefaction of sugarcane bagasse to improve its fuel properties. **Case Studies in Thermal Engineering**, v. 19, p. 100623, 2020.

MANI, Indra. Biofilm in bioremediation. In: **Bioremediation of pollutants**. Elsevier, 2020. p. 375-385.

MANYUCHI, M. M.; MBOHWA, C.; MUZENDA, E. Bio treatment of Brewery Wastewater treatment using Hycura. In: **Proceedings of the International Conference on Industrial Engineering and Operations Management**. 2018. p. 2641-2647.

MARAFON, A. C.; AMARAL, A. F. C.; LEMOS, E. E. P. de. Characterization of bamboo species and other biomasses with potential for thermal energy generation. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 49, p. e55282, 2019.

MARIA, Mariana Pires *et al.* Current advances in the brewery wastewater treatment from anaerobic digestion for biogas production: A systematic review. **Environmental Advances**, p. 100394, 2023.

MARINI, Mauro; GRILLI, Federica. The role of nitrogen and phosphorus in eutrophication of the northern Adriatic Sea: history and future scenarios. **Applied Sciences**, v. 13, n. 16, p. 9267, 2023.

MAURYA, P. K. *et al.* Bioaccumulation and potential sources of heavy metal contamination in fish species in River Ganga basin: Possible human health risks evaluation. **Toxicology reports**, v. 6, p. 472-481, 2019.

MEHMOOD, Kashif *et al.* Treatment of pulp and paper industrial effluent using physicochemical process for recycling. **Water**, v. 11, n. 11, p. 2393, 2019.

MEHROTRA, Tithi *et al.* Use of immobilized bacteria for environmental bioremediation: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 105920, 2021.

MIOLA, B. *et al.* Aproveitamento energético dos resíduos de cascas de coco verde para produção de briquetes. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, p. 627-634, 2020.

MIRANDA, I. *et al.* The bark of Eucalyptus sideroxylon as a source of phenolic extracts with anti-oxidant properties. **Industrial Crops and Products**, v. 82, p. 81-87, 2016.

MKPUMA, Victor Okorie; MOHEIMANI, Navid Reza; ENNACERI, Houda. Biofilm and suspension-based cultivation of microalgae to treat anaerobic digestate food effluent (ADFE). **Science of the Total Environment**, v. 924, p. 171320, 2024.

MMONWUBA, Nwanneka Chibuzo *et al.* Evaluation of the Effect of Biological Nutrient Removal (BNR) on Wastewater Quality. **Journal of Pollution Monitoring, Evaluation Studies and Control**, v. 3, n. 1, p. 59-66, 2024.

MORAIS, J. P. S.; ROSA, M. de F.; MARCONCINI, J. M. Procedimento para análise lignocelulósica. 2010.

MORAIS, L. C. *et al.* Pyrolysis and combustion of sugarcane bagasse. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 129, p. 1813-1822, 2017.

MOSTAFA, N. A. *et al.* Production of biodegradable plastic from agricultural wastes. **Arabian journal of chemistry**, v. 11, n. 4, p. 546-553, 2018.

MOURA, C. R.. Aplicações e tratamentos da fibra de bambu e similares: uma revisão. **The Journal of Engineering and Exact Sciences**, v. 5, n. 5, p. 0460-0468, 2019.

MULLEN, C. A. *et al.* Bio-oil and bio-char production from corn cobs and stover by fast pyrolysis. **Biomass and bioenergy**, v. 34, n. 1, p. 67-74, 2010.

NADER, S. *et al.* A low-cost environmentally friendly approach to isolate lignin containing micro and nanofibrillated cellulose from Eucalyptus globulus bark by steam explosion. **Cellulose**, v. 29, n. 10, p. 5593-5607, 2022.

NADZRI, S. N. I. H. A. *et al.* A comprehensive review of coconut shell powder composites: Preparation, processing, and characterization. **Journal of Thermoplastic Composite Materials**, v. 35, n. 12, p. 2641-2664, 2022.

NAGPAL, Himanshu *et al.* Heat recovery from wastewater—a review of available resource. **Water**, v. 13, n. 9, p. 1274, 2021.

NALEVAIKO, J. Z.; RUFATO, E. D.; TELEKEN, J. G.. Redução de DQO e turbidez em efluente de abatedouro de aves tratado por eletrocoagulação. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 341-357, 2021.

NAVARRETE-MENESES, Mariádel Pilar *et al.* Environmental pollution and risk of childhood cancer: a scoping review of evidence from the last decade. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 25, n. 6, p. 3284, 2024.

NEIVA, D. M. *et al.* Potential of Eucalyptus globulus industrial bark as a biorefinery feedstock: Chemical and fuel characterization. **Industrial Crops and Products**, v. 123, p. 262-270, 2018.

NGUYEN, Hien Thi Thu *et al.* High diversity and abundance of putative polyphosphate-accumulating Tetrasphaera-related bacteria in activated sludge systems. **FEMS microbiology ecology**, v. 76, n. 2, p. 256-267, 2011.

NNAEMEKA, Abonyi Nichodemus. Environmental pollution and associated health hazards to host communities (Case study: Niger delta region of Nigeria). **Central Asian Journal of Environmental Science and Technology Innovation**, v. 1, n. 1, p. 30-42, 2020.

NZILA, Alexis; RAZZAK, Shaikh Abdur; ZHU, Jesse. Bioaugmentation: an emerging strategy of industrial wastewater treatment for reuse and discharge. **International journal of environmental research and public health**, v. 13, n. 9, p. 846, 2016.

OKOT, D. K.; BILSBORROW, P. E.; PHAN, A. N. Effects of operating parameters on maize COB briquette quality. **Biomass and bioenergy**, v. 112, p. 61-72, 2018.

OLAJIRE, A. A. The brewing industry and environmental challenges. **Journal of cleaner production**, v. 256, p. 102817, 2020.

OLIVEIRA, D. M. *et al.* Lignin plays a key role in determining biomass recalcitrance in forage grasses. **Renewable Energy**, v. 147, p. 2206-2217, 2020.

PADILLA, E. R. D. *et al.* Eucalyptus bark charcoal: The influence of carbonization temperature in thermal behavior. **Materials Research**, v. 22, p. e20190371, 2020.

PAL, Arun Kumar *et al.* The role of microorganism in bioremediation for sustainable environment management. In: **Bioremediation of pollutants**. Elsevier, 2020. p. 227-249.

PAPADOPOULOS, Konstantinos P. *et al.* A cyanobacteria-based biofilm system for advanced brewery wastewater treatment. **Applied Sciences**, v. 11, n. 1, p. 174, 2020.

PEREIRA, F. V. *et al.* Bio-based nanocomposites obtained by incorporation of cellulose nanocrystals into biodegradable polymers through casting, layer-by-layer or electrospinning methods. **Quimica Nova**, v. 37, p. 1209-1219, 2014.

PERES, C. B.; ROSA, A. H.; DE MORAIS, L. C..CO₂ adsorption of bagasse waste feedstock using thermogravimetric analyses. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 147, n. 10, p. 5973-5984, 2022.

PINTO, Maria *et al.* The composition of bacterial communities associated with plastic biofilms differs between different polymers and stages of biofilm succession. **PloS one**, v. 14, n. 6, p. e0217165, 2019.

POLKADE, Ashish V. *et al.* Quorum sensing: an under-explored phenomenon in the phylum Actinobacteria. **Frontiers in microbiology**, v. 7, p. 131, 2016.

POLLET, Thomas *et al.* Prokaryotic community successions and interactions in marine biofilms: the key role of Flavobacteriia. **FEMS microbiology ecology**, v. 94, n. 6, p. fty083, 2018.

PORIA, Vikram *et al.* Plant Growth-Promoting Bacteria (PGPB) integrated phytotechnology: A sustainable approach for remediation of marginal lands. **Frontiers in Plant Science**, v. 13, p. 999866, 2022.

POSADAS, E. *et al.* Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, p. 239-248, 2015.

PURI, L.; HU, Y.; NATERER, G..Critical review of the role of ash content and composition in biomass pyrolysis. **Frontiers in Fuels**, v. 2, p. 1378361, 2024.

RACHWAŁ, Kamila *et al.* Utilization of brewery wastes in food industry. **PeerJ**, v. 8, p. e9427, 2020.

RAMFUL, R. *et al.* Investigating the effect of smoke treatment on hygroscopic characteristics of bamboo by FTIR and raman spectroscopy. **Materials**, v. 15, n. 4, p. 1544, 2022.

RAWAL, Takat B. *et al.* The relationbetweenligninsequenceand its 3D structure. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-General Subjects**, v. 1864, n. 5, p. 129547, 2020.

REN, Wenting *et al.* A comparative study on the crystalline structure of cellulose isolated from bamboo fibers and parenchyma cells. **Cellulose**, v. 28, n. 10, p. 5993-6005, 2021.

RENDUELES, Olaya; GHIGO, Jean-Marc. Mechanisms of competition in biofilm communities. **Microbial biofilms**, p. 319-342, 2015.

REZENDE, C. A. *et al.* Chemical and morphological characterization of sugarcane bagasse submitted to a delignification process for enhanced enzymatic digestibility. **Biotechnology for biofuels**, v. 4, n. 1, p. 1-19, 2011.

RIBEIRO, Heigly Eduarda Silva *et al.* Isolamento e identificação de agentes bacterianos causadores de doença periodontal em cães. **Brazilian Journal of Development**, v. 10, n. 2, p. e67378-e67378, 2024.

RICACHENEVSKY, C. *et al.* Determinação de cloridrato de fluoxetina em medicamentos por espectroscopia vibracional no infravermelho com transformada de Fourier. **Revista Tecnologia e Tendências**, v. 11, n. 1, p. 149-169, 2020.

ROBINSON-LORA, Mary Ann; BRENNAN, Rachel A. The use of crab-shell chitin for biological denitrification: Batch and column tests. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 2, p. 534-541, 2009.

ROSA, M. de F. *et al.* Utilização da casca de coco como substrato agrícola. 2002.

RUSCH, F. *et al.* Description of the component properties of species of bamboo: a review. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 13, n. 3, p. 2487-2495, 2023.

SADH, P. K.; DUHAN, Surekha; DUHAN, Joginder Singh. Agro-industrial wastes and their utilization using solid state fermentation: a review. **Bioresources and Bioprocessing**, v. 5, n. 1, p. 1-15, 2018.

SANTIAGO, A. D.; ROSSETTO, R. **EMBRAPA**, 2022.. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/cultivos/cana/producao>. Acesso em: 05 nov. 2023.

SANTOLINI, E. *et al.* Turning agricultural wastes into biomaterials: Assessing the sustainability of scenarios of circular valorization of corn cob in a life-cycle perspective. **Applied Sciences**, v. 11, n. 14, p. 6281, 2021.

SANTOS, E. T. **EMBRAPA**, 2021.. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/cultivos/eucalipto/pre-producao>. Acesso em: 05 nov. 2023.

SARTIKA, Dewi *et al.* High yield production of nanocrystalline cellulose from corn cob through a chemical-mechanical treatment under mild conditions. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 240, p. 124327, 2023.

SARVESWARI, Hema Bhagavathi; SOLOMON, Adline Princy. Profile of the intervention potential of the phylum actinobacteria toward quorum sensing and other microbial virulence strategies. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, p. 2073, 2019.

SASAKOVA, N. *et al.* Pollution of surface and ground water by sources related to agricultural activities. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 2, p. 42, 2018.

SAUER, K.. The genomics and proteomics of biofilm formation. **Genome biology**, v. 4, n. 6, p. 1-5, 2003.

SERNA-SALDIVAR, S. O. (Ed.). **Corn: chemistry and technology**. Elsevier, 2018.

SEROKA, N. S.; TAZIWA, R.; KHOTSENG, L.. Green synthesis of crystalline silica from sugarcane bagasse ash: physico-chemical properties. **Nanomaterials**, v. 12, n. 13, p. 2184, 2022.

SFAELOU, Stavroula; KARAPANAGIOTI, Hrisi K.; VAKROS, John. Studying the formation of biofilms on supports with different polarity and their efficiency to treat wastewater. **Journal of Chemistry**, v. 2015, n. 1, p. 734384, 2015.

SHAO, Xinyi *et al.* Preparação e caracterização de celulose microcristalina porosa de sabugo de milho. **Culturas e produtos industriais**, v. 151, p. 112457, 2020.

SHARMA, Sonu *et al.* Characterization of ultrasonic-treated corn crop biomass using imaging, spectral and thermal techniques: a review. **Biomass Conversion and Biorefinery**, p. 1-16, 2020.

SHUMBE, Teklu *et al.* Performance evaluation of a brewery wastewater treatment plant: A case of Heineken Brewery, Addis Ababa, Ethiopia. **Heliyon**, v. 10, n. 23, 2024.

SILVA, Nycolle GS; MAIA, Tatiana Faria; MULINARI, Daniella Regina. Effect of acetylation with perchloric acid as catalyst in sugarcane bagasse waste. **Journal of Natural Fibers**, v. 19, n. 13, p. 5050-5064, 2022.

SIMATE, G. S. *et al.* The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art. **Desalination**, v. 273, n. 2-3, p. 235-247, 2011.

SINGH, H. K. *et al.* Isolation of microcrystalline cellulose from corn stover with emphasis on its constituents: corn cover and corn cob. *Materials Today: Proceedings*, v. 27, p. 589-594, 2020.

SINGH, S. *et al.* Studies on individual pyrolysis and co-pyrolysis of corn cob and polyethylene: Thermal degradation behavior, possible synergism, kinetics, and thermodynamic analysis. **Science of the Total Environment**, v. 783, p. 147004, 2021.

SOUSA, E. R. *et al.* Avaliação da oxidação e de parâmetros de qualidade do óleo de Babacu por espectroscopia no infravermelho médio com transformada de Fourier (FTIR) e calibração multivariada. **Revista Virtual de Química**, v. 11, n. 3, p. 1-17, 2019.

SOUZA, E. F. F. S. *et al.* Avaliação da capacidade adsorptiva do sabugo de milho triturado. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 2, n. 4, p. 1174-1190, 2019.

SU, K.-Y.; LEE, W.-L.. Fourier transform infrared spectroscopy as a cancer screening and diagnostic tool: a review and prospects. **Cancers**, v. 12, n. 1, p. 115, 2020.

SZPYRKA, E. *et al.* Influence of a commercial biological fungicide containing *Trichoderma harzianum* Rifai T-22 on dissipation kinetics and degradation of five herbicides in two types of soil. **Molecules**, v. 25, n. 6, p. 1391, 2020.

TAYLOR, Richard P. *et al.* The potential use of treated brewery effluent as a water and nutrient source in irrigated crop production. *Water resources and industry*, v. 19, p. 47-60, 2018.

TCHOBANOGLUS, George; BURTON, Franklin; STENSEL, H. David. Wastewater engineering: treatment and reuse. **American Water Works Association. Journal**, v. 95, n. 5, p. 201, 2003.

TERINTE, Nicoleta; IBBETT, Roger; SCHUSTER, Kurt Christian. Overview on native cellulose and microcrystalline cellulose I structure studied by X-ray diffraction (WAXD): Comparison between measurement techniques. *Lenzinger Berichte*, v. 89, n. 1, p. 118-131, 2011.

THOMAS, François *et al.* Environmental and gut bacteroidetes: the food connection. **Frontiers in microbiology**, v. 2, p. 93, 2011.

TONDERA, Katharina *et al.* Bioaugmentation of treatment wetlands—a review. **Science of the Total Environment**, v. 775, p. 145820, 2021.

UKAOGO, Prince O.; EWUZIE, Ugochukwu; ONWUKA, Chibuzo V. Environmental pollution: causes, effects, and the remedies. In: **Microorganisms for sustainable environment and health**. Elsevier, 2020. p. 419-429.

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. *World Population Prospects 2024: Summary of Results*. New York, 2024. Disponível em: https://www.un.org/development/desa/pd/sites/www.un.org.development.desa.pd/files/undesapd_2024_wpp_2024_advance_unedited_0.pdf. Acesso em: 14 abr. 2025.

VAL-MORAES, Silvana Pompéia *et al.* Diversidade de bactérias de solo sob vegetação natural e cultivo de hortaliças. **Revista Ciência Agronômica**, v. 40, n. 1, p. 7-16, 2009.

VAN GIJN, K. *et al.* Optimizing biological effluent organic matter removal for subsequent micropollutant removal. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 5, p. 106247, 2021.

VIJAYAKUMAR, N. *et al.* Green synthesis of zinc oxide nanoparticles using *Anoectochilus elatus*, and their biomedical applications. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 29, n. 4, p. 2270-2279, 2022.

WANG, Baoshan *et al.* Preparation of self-releasing carbon biofilm carrier based on corncob and denitrification properties. **Fermentation**, v. 9, n. 9, p. 796, 2023.

WANG, Haishuang; FENG, Chuanping; DENG, Yang. Effect of potassium on nitrate removal from groundwater in agricultural waste-based heterotrophic denitrification system. **Science of the Total Environment**, v. 703, p. 134830, 2020.

WANG, Jinfeng *et al.* In-situ monitoring of the unstable bacterial adhesion process during wastewater biofilm formation: a comprehensive study. **Environment International**, v. 140, p. 105722, 2020.

WARD, Colin R. Analysis, origin and significance of mineral matter in coal: An updated review. **International Journal of Coal Geology**, v. 165, p. 1-27, 2016.

WHANGCHAI, K. *et al.* Biodegradation competence of *Streptomyces toxytricini* D2 isolated from leaves surface of the hybrid cotton crop against β cypermethrin. **Chemosphere**, v. 276, p. 130152, 2021.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **World Health Statistics 2016 [OP]: monitoring health for the sustainable development goals (SDGs)**. World Health Organization, 2016.

XIAO, M.-Z. *et al.* Structural characterization of lignin in heartwood, sapwood, and bark of eucalyptus. **International journal of biological macromolecules**, v. 138, p. 519-527, 2019.

XIE, Y. *et al.* Advances in eucalypt research in China. **Frontiers of Agricultural Science and Engineering**, v. 4, n. 4, p. 380-390, 2017.

XU, Hanqing *et al.* Environmental pollution, a hidden culprit for health issues. **Eco-Environment & Health**, v. 1, n. 1, p. 31-45, 2022.

YU, N. *et al.* Bioethanol from sugarcane bagasse: Focused on optimum of lignin content and reduction of enzyme addition. **Waste management**, v. 76, p. 404-413, 2018.

YUAN, T. *et al.* Change in micro-morphology and micro-mechanical properties of thermally modified Moso bamboo. **Polymers**, v. 14, n. 3, p. 646, 2022.

YUSUFF, A. S.; POPOOLA, L. T.; IGBAFE, A. I. Response surface modeling and optimization of hexavalent chromium adsorption onto eucalyptus tree bark-derived pristine and chemically-modified biochar. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 182, p. 592-603, 2022.

ZHANG, Guijuan *et al.* Taxonomic relatedness and environmental pressure synergistically drive the primary succession of biofilm microbial communities in reclaimed wastewater distribution systems. **Environment international**, v. 124, p. 25-37, 2019.

ZHANG, S. *et al.* Applications of water-stable metal-organic frameworks in the removal of water pollutants: A review. **Environmental Pollution**, v. 291, p. 118076, 2021.

ZHANG, Yan *et al.* A critical review of methods for analyzing freshwater eutrophication. **Water**, v. 13, n. 2, p. 225, 2021.

ZHAO, Yingxin *et al.* Insights into biofilm carriers for biological wastewater treatment processes: Current state-of-the-art, challenges, and opportunities. **Bioresource Technology**, v. 288, p. 121619, 2019.

ZHENG, Tianlong *et al.* Multilevel contact oxidation treatment of brewery wastewater using spiral biological carriers and their nitrogen removal mechanism. **International Journal of Environmental Technology and Management**, v. 18, n. 1, p. 30-43, 2015.

ZHU, Y. *et al.* Characterization of lignin structures in *Phyllostachys edulis* (Moso bamboo) at different ages. **Polymers**, v. 12, n. 1, p. 187, 2020.

ZHU, Z. *et al.* Comparative evaluation of microwave-assisted acid, alkaline, and inorganic salt pretreatments of sugarcane bagasse for sugar recovery. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 11, p. 2681-2693, 2021.

ZOU, Y. *et al.* The effect of microstructure on mechanical properties of corn cob. **Micron**, v. 146, p. 103070, 2021.