



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS

Faculdade de Ciências Agrárias

Programa de Pós-Graduação em Zootecnia



ALTERNATIVAS DE MITIGAÇÃO DOS GASES DE EFEITO ESTUFA DURANTE A BIODEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS DE PESCADO

Juliana Dias de Oliveira

Zootecnista

Dourados-MS

2026



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS

Faculdade de Ciências Agrárias

Programa de Pós-Graduação em Zootecnia



ALTERNATIVAS DE MITIGAÇÃO DOS GASES DE EFEITO ESTUFA DURANTE A BIODEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS DE PESCADO

Juliana Dias de Oliveira

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Ana Carolina Amorim Orrico

Coorientador: Prof. Dr. Claudio Teodoro Carvalho

Coorientador: Dr. Luís Antonio Kioshi Aoki Inoue

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutora em Zootecnia



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS

Faculdade de Ciências Agrárias

Programa de Pós-Graduação em Zootecnia



Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

O48a Oliveira, Juliana Dias De

Alternativas de mitigação dos gases de efeito estufa durante a biodegradação dos resíduos de pescado [recurso eletrônico] / Juliana Dias De Oliveira. -- 2026.

Arquivo em formato pdf.

Orientador: Ana Carolina Amorim Orrico.

Coorientadores: Cláudio Teodoro de Carvalho, Luis Antonio Kioshi Aoki Inoue.

Tese (Doutorado em Zootecnia)-Universidade Federal da Grande Dourados, 2026.

Disponível no Repositório Institucional da UFGD em:

<https://portal.ufgd.edu.br/setor/biblioteca/repositorio>

1. Aquecimento global. 2. Mudanças climáticas. 3. Produção de pescado. I. Orrico, Ana Carolina Amorim. II. Carvalho, Cláudio Teodoro De. III. Inoue, Luis Antonio Kioshi Aoki. IV. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

©Direitos reservados. Permitido a reprodução parcial desde que citada a fonte.



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**ALTERNATIVAS DE MITIGAÇÃO DOS GASES DE EFEITO
ESTUFA DURANTE A BIODEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS DE
PESCADO**

Juliana Dias de Oliveira

O presente trabalho em nível de Doutorado foi avaliado e aprovado, em 04 de março de 2026 pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Documento assinado digitalmente
gov.br MONICA SAROLLI SILVA DE MENDONÇA COSTA
Data: 05/03/2026 17:14:08-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof.^a Dr.^a Monica Sarolli Silva de
Mendonça Costa
Universidade Estadual do Oeste do
Paraná

Documento assinado digitalmente
gov.br MARCO ANTONIO PREVIDELLI ORRICO JUNIOR
Data: 04/03/2026 19:04:56-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. Marco Antonio Previdelli Orrico
Junior
Universidade Federal da Grande
Dourados

Documento assinado digitalmente
gov.br ERIKA DO CARMO OTA
Data: 04/03/2026 18:19:00-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Dr.^a Érika do Carmo Ota
Universidade Estadual do Maranhão

Documento assinado digitalmente
gov.br RAFAEL GONÇALVES TONUCCI
Data: 06/03/2026 09:24:29-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Dr. Rafael Gonçalves Tonucci
Embrapa Gado de leite

Documento assinado digitalmente
gov.br ANA CAROLINA AMORIM ORRICO
Data: 04/03/2026 18:51:38-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof.^a Dr.^a Ana Carolina Amorim Orrico
Universidade Federal da Grande Dourados



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS

Faculdade de Ciências Agrárias

Programa de Pós-Graduação em Zootecnia



BIOGRAFIA DO AUTOR

Juliana Dias de Oliveira, filha de Celeste Dias e Iolanda de Oliveira Pimentel Dias, nasceu em sete de abril de 1997, na cidade de Caaguazú - Paraguai. Concluiu o ensino médio em 2014 e em março de 2015, ingressou no curso de Bacharelado em Zootecnia, na Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), graduando-se em fevereiro de 2020. Neste mesmo ano iniciou o mestrado em Zootecnia pela mesma instituição de formação acadêmica, com ênfase na área de sustentabilidade da produção animal. Após concluir o mestrado em fevereiro de 2022, ingressou no doutorado, mantendo a área de pesquisa.

EPÍGRAFE

Elevo os meus olhos para os montes; de onde me vem o socorro? O meu socorro vem do Senhor, que fez os céus e a terra.

(Salmos 121: 1-2)

DEDICATÓRIA

Ao Deus todo poderoso que sempre guia
meu caminho, à minha família e aos
amigos que estão sempre me apoiando.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por guiar sempre o meu caminho.

Aos meus pais, Celeste e Iolanda, pelo apoio e pela confiança de sempre.

Às minhas irmãs, Aline e Ana Alice, que estiveram ao meu lado me apoiando e incentivando em toda a jornada acadêmica, e em especial à Raquelina, que, além de todo apoio e incentivo, cuidou com tanto carinho dos meus gatos, Sofus e Hebe, durante o período em que estive no doutorado sanduíche.

Ao meu namorado, Aylpy Renan, que, desde o mestrado, me apoia em tudo e me incentiva a crescer cada vez mais.

À Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) e à Embrapa Agropecuária Oeste, pela oportunidade de realizar o doutorado.

À minha querida orientadora, Ana Carolina Amorim Orrico, que me acompanha desde a graduação. Agradeço pelo excelente trabalho de orientação, pela dedicação, pelo incentivo constante para evoluir e enfrentar os desafios da vida pessoal e profissional, e pelo gesto tão especial de cuidar do meu gato Inácio durante os seis meses em que estive fora. Saiba que tenho uma imensa admiração pela pessoa que a senhora é.

Ao meu coorientador, Luís Antonio Kioshi Aoki Inoue, pela valiosa parceria durante o doutorado, por sempre apoiar minhas ideias e por me incentivar a buscar novos desafios.

Ao meu segundo coorientador, Claudio Theodoro, pelo empenho em auxiliar nas análises químicas e pela constante disponibilidade.

À pesquisadora Tarcila Souza, da Embrapa Agropecuária Oeste, pela organização exemplar no setor de piscicultura, que possibilitou a condução do experimento, e pela prontidão em ajudar sempre.

À pesquisadora Michely Tomazi, da Embrapa Agropecuária Oeste, por ceder os equipamentos necessários para as coletas de gases e pelo tempo dedicado em me auxiliar no trabalho com os resultados do experimento.

A toda a equipe de assistentes da Embrapa Agropecuária Oeste, pela dedicação nas coletas e pelas conversas do dia a dia.

Ao Henrique Bonin, assistente do setor de piscicultura, pela constante disposição e bom humor, que tornaram o trabalho mais leve.

Ao assistente de campo da Embrapa, Gabriel Carneiro, o “melhor coletor de gás”, que ao longo do experimento se tornou um grande amigo. Agradeço a dedicação, paciência, precisão no trabalho, além das conversas e dos momentos compartilhados.

À Érika Ota, pelo auxílio nas coletas do experimento piloto e, sobretudo, pela paciência em me ajudar a trabalhar com os dados de emissão.

À Tatiane Fernandes, por me receber na Virginia Tech e compartilhar tantos ensinamentos durante os seis meses em que lá estive.

Ao grupo de pesquisa em Manejo de Forragens e Resíduos Agropecuários, Érika Cecília, Karina, Mariany, Eloísa, Matheus, Luana e Ranielle, pela ajuda nas análises, e em especial à Isabella Menezes, que sempre esteve disponível para me socorrer com as análises na UFGD enquanto eu estava na Embrapa.

Aos amigos Marcio Ávila, Mirelly Tainá, Liliane Dauzacker, Janaína Freire e Bruna Rocha, pelo apoio e por acreditarem sempre em mim.

À empresa Celta Brasil pela cessão da zeólita e à SP Pesquisa e Tecnologia LTDA pela cessão do biochar, aditivos utilizados na condução do experimento.

Ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, pelos ensinamentos concedidos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio concedido por meio das bolsas de doutorado e doutorado sanduíche, essenciais para a execução e o aprimoramento desta pesquisa.

A todos, meus mais sinceros agradecimentos!

Sumário

CAPÍTULO I - CONSIDERAÇÕES INICIAIS	19
1. INTRODUÇÃO	19
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	20
2.1. Geração de resíduos na piscicultura	20
2.2. Processo de compostagem	23
2.3. Emissão de GEE na compostagem.....	27
2.4. Utilização de aditivos na mitigação dos GEE durante a compostagem.....	31
3. OBJETIVOS	40
3.1. Geral	40
3.2. Específicos	40
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	40
CAPÍTULO II - Greenhouse Gas emissions and Nutrient Recovery from Fish Waste under Composting and Burial Pathways	54
INTRODUCTION.....	55
MATERIAL AND METHODS.....	57
EXPERIMENTAL SITE AND WASTE CHARACTERIZATION	57
QUANTIFICATION OF CH ₄ , N ₂ O, AND CO ₂ AND CONCENTRATION.....	60
THERMAL (TGA–DSC) ANALYSIS	61
STATISTICAL ANALYSIS.....	61
RESULTS AND DISCUSSION	63
TEMPERATURE AND PH DYNAMICS.....	63
DAILY CH ₄ , N ₂ O, AND CO ₂ EMISSION.....	65
GENERALIZED ADDITIVE MODEL AND CUMULATIVE EMISSIONS	71
COMPOST CHARACTERISTICS: THERMAL BEHAVIOR, NUTRIENT COMPOSITION, AND REDUCTIONS IN TS AND VS	75
CONCLUSIONS.....	79
REFERENCES	81
CAPÍTULO III - Efeito de diferentes doses de biochar e zeólita na mitigação de gases de efeito estufa na compostagem dos resíduos do processamento do pescado.....	97
Introdução	99
Material e Métodos	100

<i>Local do experimento, caracterização dos resíduos e processo de compostagem ...</i>	100
<i>Coleta e avaliação dos GEE</i>	103
<i>Análise estatística</i>	105
Resultados e Discussão	107
Alterações dos parâmetros físico-químicos e degradação dos constituintes orgânicos	107
Emissão diária e acumulada de CH ₄ , CO ₂ e N ₂ O e potencial de aquecimento.....	120
Qualidade do composto	132
Conclusão	135
Referências	136
CAPÍTULO IV - CONSIDERAÇÕES FINAIS	150
Anexos do Capítulo II	152

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Figura 1. Representação da geração de resíduos durante a produção do pescado	22
Figura 2. Representação esquemática da formação do CO ₂ e do CH ₄ durante a compostagem.....	29
Figura 3. Representação esquemática da formação do N ₂ O durante a compostagem	30
Figura 4. Representação da produção do biochar e os efeitos de sua inclusão na compostagem.....	34
Figura 5. Representação esquemática da ação de inclusão da zeólita no processo de compostagem sobre as emissões de GEE.....	37

Capítulo II

Figure 1. Schematic representation from composting fish waste with and without biochar and burial fish waste with and without sawdust for covering.....	58
Figure 2. Average weekly temperature in each treatment, average ambient air temperature, and relative air humidity, during fish waste treatments. Star-like marker (*; Aeration) denote forced aeration events; downward-triangle marker (▼; Turning) denote windrow t	63
Figure 3. Daily methane emission during composting (Bulk and BulkBioch) and burial (BulkS and S) treatments of fish waste	66
Figure 4. Daily nitrous oxide emission during composting (Bulk and BulkBioch) and burial (BulkS and S) treatments of fish waste.....	68
Figure 5. Daily carbon dioxide emissions during composting (Bulk and BulkBioch) and burial (BulkS and S) treatments of fish waste.....	69
Figure 6. Principal Component Analysis (PCA) of daily greenhouse gas (GHG) emissions (CH ₄ , N ₂ O, CO ₂) and temperature across treatments. The trajectories represent the temporal evolution of each treatment, while the symbols indicate phase clusters identified by k-means clustering (● = Cluster 1; ▲ = Cluster 2; ■ = Cluster 3). Treatments: Bulk = static windrow; BulkBioch = static windrow with biochar addition; BulkS = burial with sawdust cover; S = burial with soil cover	71
Figure 7. Daily means fluxes of CH ₄ , N ₂ O, and CO ₂ measured from the waste windrows over the 135-d measurement period and the fitted statistic trends (lines). The shaded area represents 95% confidence intervals. The cumulative emission of CH ₄ , N ₂ O, and	

CO₂ are also plotted. Black arrows indicate windrow turning events in the static piles
 **Erro! Indicador não definido.**

Figure 8. TG–DSC curves of rice husk biochar (a), fish waste compost with (c, Bulk) and without biochar (e, BulkBioch), and buried fish waste with (b, BulkS) and without sawdust as cover (d, S).....76

Figure 9. Associations between nutrient contents (N, P, K) and solids reductions (TS: total solids, VS: volatile solids) with average composting temperature across treatments79

Capítulo III

Figura 1. Representação esquemática do experimento 102

Figura 2. Temperatura semanal do ar, das células e umidade relativa do ar, durante a compostagem dos resíduos de pescado utilizando diferentes doses de biochar e zeólita 107

Figura 3. Reduções de carbono (C) durante a compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita..... 112

Figura 4. Reduções de nitrogênio (N) durante a compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita.....113

Figura 5. Reduções de extrato etéreo (EE) durante a compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita.....115

Figura 6. Reduções de fibra em detergente neutro (FDN) durante a compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita.....117

Figura 7. Fluxos médios diários (A) e emissão cumulativa (B) de CH₄ medidos ao longo dos 98 dias de compostagem e as tendências estatisticamente ajustadas (linhas). A área sombreada representa os intervalos de confiança de 95%..... 120

Figura 8. Fluxos médios diários (A) e emissão cumulativa (B) de CO₂ medidos ao longo dos 98 dias de compostagem e as tendências estatisticamente ajustadas (linhas). A área sombreada representa os intervalos de confiança de 95%..... 123

Figura 9. Fluxos médios diários (A) e emissão cumulativa (B) de N₂O medidos ao longo dos 98 dias de compostagem e as tendências estatisticamente ajustadas (linhas). A área sombreada representa os intervalos de confiança de 95%. 125

LISTA DE TABELAS

Capítulo II

Table 1. Chemical composition of raw materials used in the composting and burial of fish waste	57
Table 2 Characterization of the compost: nutrients (N, P, and K), total solids (TS) and volatile solids (VS).....	78

Capítulo III

Tabela 1. Caracterização das matérias-primas utilizadas na formação da compostagem.....	101
Tabela 2. Reduções de carbono, nitrogênio, extrato etéreo e fibra em detergente neutro durante a compostagem dos resíduos de pescado em leiras estáticas com a inclusão de diferentes doses (5 e 10%) de biochar e zeólita aos 50, 70 e 98 dias de compostagem.	111
Tabela 3. Emissões totais de GEE durante a compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita.	127
Tabela 4. Emissão de CO ₂ equivalente durante a compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita.	129
Tabela 5. Composição de macro e micronutrientes no composto resultante da compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita.....	133

LISTA DE ABREVIATURAS

GEE: gases de efeito estufa
CH₄: metano
CO₂: dióxido de carbono
CO₂ eq: dióxido de carbono equivalente
N₂O: óxido nitroso
PAG: potencial de aquecimento global
ST: sólidos totais
SV: sólidos voláteis
FDN: fibra em detergente neutro
FDA: fibra em detergente ácido
EE: extrato etéreo
MS: matéria seca
NH₃: amônia
NH₄⁺: amônio
NO₃⁻: nitrato
NO₂⁻: nitrito
NO: óxido nítrico
pH: potencial hidrogeniônico
GHG: Greenhouse gas emission
TS: Total solids
VS: Volatile solids
NDF: Neutral detergent fiber
ADF: Acid detergent fiber
TGA: Thermogravimetric analysis
DSC: Calorimetria diferencial de varredura

ALTERNATIVAS DE MITIGAÇÃO DOS GASES DE EFEITO ESTUFA DURANTE A BIODERGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS DE PESCADO

RESUMO- A geração de resíduos de pescado na aquicultura representa um desafio ambiental devido ao elevado teor de umidade, lipídios e nitrogênio desses materiais, características que favorecem a emissão de gases de efeito estufa (GEE) e perdas de nutrientes quando manejados inadequadamente. A compostagem surge como alternativa para o tratamento e valorização desses resíduos; contudo, sua dinâmica pode intensificar emissões, exigindo o desenvolvimento de estratégias mitigadoras, como o uso de aditivos físico-químicos. Assim, esta tese teve como objetivos: (i) abordar a compostagem como alternativa sustentável para o tratamento de resíduos do processamento do pescado, além da aplicação de aditivos físico-químicos visando reduzir as emissões GEE durante o processo (Capítulo I); (ii) avaliar o efeito de diferentes formas de disposição dos resíduos de pescado, comparando a compostagem (com e sem biochar) e o enterramento (com e sem maravalha como cobertura) sobre as emissões de GEE e a recuperação de nutrientes (Capítulo II); e (iii) investigar a influência da inclusão de diferentes doses de biochar e zeólita como aditivos mitigadores das emissões de GEE, bem como seus efeitos sobre a degradação dos constituintes orgânicos e a qualidade do composto obtido na compostagem dos resíduos de pescado (Capítulo III). O Capítulo I foi desenvolvido a partir da revisão de estudos sobre a geração de resíduos na aquicultura, os princípios da compostagem, as emissões associadas a esse processo e o potencial de aditivos como biochar e zeólita na mitigação de GEE. Constatou-se que esses materiais apresentam potencial para reduzir as emissões, uma vez que favorecem a atividade microbiana na degradação da matéria orgânica em razão de suas propriedades físicas, como elevada porosidade, capacidade de adsorção e de troca catiônica. No Capítulo II, foi conduzido experimento em escala piloto para avaliar duas formas de tratamento de resíduos de pescado: compostagem (com e sem a inclusão de 10% de biochar de bambu) e enterramento (com e sem cobertura com maravalha). Verificou-se que a compostagem sem a adição do biochar resultou na maior emissão acumulada de CH_4 ($0,72 \text{ g de CH}_4 \text{ kg}^{-1}$ de ST do resíduo de pescado) e CO_2 ($2,57 \text{ kg de CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ de ST do resíduo), enquanto no enterramento somente com solo observou-se a maior emissão acumulada de N_2O ($2,18 \text{ g de N}_2\text{O kg}^{-1}$ de ST do resíduo), seguida da condição de cobertura com

maravalha e solo (2,08 g de N_2O kg^{-1} de ST do resíduo). As maiores concentrações de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) foram observadas na compostagem com o uso do biochar (1,74, 30,8 e 4,6, respectivamente), enquanto o enterramento, em ambas as condições, resultou nas menores concentrações desses nutrientes. No capítulo III avaliou-se o efeito de duas doses (5% e 10%) de dois aditivos (biochar e zeólita) com o intuito de mitigar as emissões de GEE e melhorar a qualidade do composto produzido na compostagem dos resíduos do processamento do pescado. As emissões de CH_4 foram significativamente reduzidas pela adição de biochar e zeólita, com reduções superiores a 60% em relação ao controle ($p < 0,001$). Para o N_2O , a zeólita apresentou menor emissão (957 mg kg^{-1} de matéria seca do resíduo de pescado) em comparação ao biochar (1468 mg kg^{-1}) ($p < 0,05$), resultando na menor emissão de CO_2 equivalente, com redução de 20,6%. De modo geral, os aditivos intensificaram as transformações da matéria orgânica, promovendo maior redução ($p < 0,001$) de carbono (C), nitrogênio (N) e extrato etéreo (EE). A zeólita demonstrou maior eficiência na redução do C ao final do processo ($p < 0,001$), enquanto doses mais elevadas de ambos os aditivos acentuaram as perdas de N. Além disso, a utilização dos aditivos promoveu enriquecimento nutricional do composto em comparação ao controle, com maiores concentrações ($p < 0,001$) de potássio (K), cobre (Cu) e manganês (Mn). A zeólita destacou-se por proporcionar maiores teores ($p < 0,001$) de K, cálcio (Ca), magnésio (Mg), zinco (Zn) e boro (B), enquanto o biochar favoreceu maiores concentrações de P e Ca na dose de 5%. De forma integrada, a zeólita apresentou desempenho mais consistente ao considerar simultaneamente a mitigação de emissões e a qualidade agronômica do composto.

Palavras-chave: aquecimento global, mudanças climáticas, produção de pescado.

MITIGATION ALTERNATIVES FOR GREENHOUSE GAS EMISSIONS DURING THE BIODEGRADATION OF FISH WASTE

ABSTRACT – The generation of fish processing residues in aquaculture represents an environmental challenge due to their high moisture, lipid, and nitrogen contents, characteristics that favor greenhouse gas (GHG) emissions and nutrient losses when improperly managed. Composting emerges as an alternative for the treatment and valorization of these residues; however, its dynamics may intensify emissions, requiring the development of mitigation strategies such as the use of physicochemical additives. Thus, this thesis aimed to: (i) address composting as a sustainable alternative for treating fish processing residues, as well as the application of physicochemical additives to reduce GHG emissions during the process (Chapter I); (ii) evaluate the effect of different disposal methods for fish residues, comparing composting (with and without biochar) and burial (with and without wood shavings as cover) on GHG emissions and nutrient recovery (Chapter II); and (iii) investigate the influence of different doses of biochar and zeolite as GHG-mitigating additives, as well as their effects on the degradation of organic constituents and the quality of the compost produced from fish processing residues (Chapter III). Chapter I was developed based on a review of studies addressing waste generation in aquaculture, composting principles, emissions associated with this process, and the potential of additives such as biochar and zeolite to mitigate GHG emissions. These materials were found to have mitigation potential, as they can enhance microbial activity during organic matter degradation due to their physical properties, including high porosity, adsorption capacity, and cation exchange capacity. In Chapter II, a pilot-scale experiment was conducted to evaluate two treatment methods for fish residues: composting (with and without the inclusion of 10% bamboo biochar) and burial (with and without wood shavings cover). Composting without biochar addition resulted in the highest cumulative emissions of CH_4 ($0.72 \text{ g CH}_4 \text{ kg}^{-1}$ total solids of fish residue) and CO_2 ($2.57 \text{ kg CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ total solids), whereas burial with soil only showed the highest cumulative N_2O emissions ($2.18 \text{ g N}_2\text{O kg}^{-1}$ total solids), followed by burial with wood shavings and soil cover ($2.08 \text{ g N}_2\text{O kg}^{-1}$ total solids). The highest concentrations of nitrogen (N), phosphorus (P), and potassium (K) were observed in composting with biochar (1.74%, 30.8 g kg^{-1} , and 4.6 g kg^{-1} , respectively), while burial treatments resulted in the lowest concentrations of these nutrients. Chapter III evaluated the effect of two doses (5% and 10%) of two additives (biochar and zeolite) aiming to mitigate

GHG emissions and improve compost quality. CH₄ emissions were significantly reduced by both biochar and zeolite, with reductions exceeding 60% compared to the control ($p < 0.001$). Regarding N₂O, zeolite showed lower emissions (957 mg kg⁻¹ total solids) compared to biochar (1468 mg kg⁻¹) ($p < 0.05$), resulting in the lowest CO₂ equivalent emissions, with a 20.6% reduction. Overall, the additives intensified organic matter transformations, promoting greater reductions ($p < 0.001$) in carbon (C), nitrogen (N), and ether extract (EE). Zeolite demonstrated greater efficiency in reducing C at the end of the process ($p < 0.001$), while higher doses of both additives increased N losses. Furthermore, additive use promoted nutritional enrichment of the compost compared to the control, with higher concentrations ($p < 0.001$) of potassium (K), copper (Cu), and manganese (Mn). Zeolite stood out by providing higher levels ($p < 0.001$) of K, calcium (Ca), magnesium (Mg), zinc (Zn), and boron (B), whereas biochar favored higher concentrations of P and Ca at the 5% dose. Overall, zeolite showed more consistent performance when considering both emission mitigation and agronomic quality of the compost.

Keywords: global warming, climate change, fish production.

CAPÍTULO I - CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1. INTRODUÇÃO

A aquicultura apresenta papel crucial para o suprimento alimentar e nutrição humana, uma vez que é um dos principais setores fornecedores de proteína animal. Suas vantagens incluem um curto ciclo de produção, reduzida necessidade de área, elevado nível tecnológico de produção e capacidade de aliviar a pressão sobre os estoques pesqueiros naturais em todo o mundo. Sendo assim, a atividade tornou-se a cadeia de proteína animal que mais vem se destacando nos últimos tempos, com crescimento de 8% ao ano (FAO, 2022). Grande parcela da atividade aquícola é correspondente à piscicultura, com uma produção de mais de 87,5 bilhões de quilogramas de peixe anualmente, representando 49,2% da produção global de animais aquáticos (FAO, 2022). Ao mesmo tempo em que a aquicultura se expande, também acarreta desafios ambientais, devido à geração de resíduos, principalmente na etapa de processamento (Chen et al., 2023).

Durante o processamento do pescado, uma expressiva parcela da biomassa de peixes é desperdiçada, podendo chegar a 80%. Esses descartes, por sua vez, são potentes fontes de emissão de GEE, devido à sua alta concentração de compostos biodegradáveis (Ae et al., 2013). Os resíduos de peixe são parcialmente destinados à produção de farinha de peixe, óleo de peixe com baixa rentabilidade ou utilizados como matéria-prima para alimentação direta na aquicultura (Sheebakumari et al., 2025; Shanthi et al., 2021). Além disso, uma enorme quantidade de biomassa é incinerada, aumentando o consumo de energia, o custo financeiro e o impacto ambiental de seu processo de gerenciamento (Bhaskar et al., 2015). Há ainda o descarte desses resíduos pelo processo de enterramento, especialmente em comunidades pesqueiras de pequeno porte, em áreas com infraestrutura limitada e em casos de condenação de lotes (Venugopal et al., 2021). Embora simples, essa técnica é ambientalmente inadequada, devido à contaminação do solo e da água subterrânea, emissão de GEE, atração de vetores, baixa sanitização do material, risco à saúde humana, além de não proporcionar agregação de valor aos descartes (Kurniawan et al., 2024). Por esta razão, uma gestão sustentável desses resíduos é

necessária para minimizar os impactos ambientais e promover o uso integral da biomassa, direcionando-a para produtos de maior valor agregado.

Nesse contexto, a compostagem surge como uma alternativa promissora e ambientalmente adequada para o tratamento dos resíduos orgânicos gerados no processamento do pescado. Por ser um processo biológico aeróbio, permite a redução do volume de resíduos, a estabilização da matéria orgânica e a geração de um composto com potencial uso como fertilizante. No entanto, mesmo durante a compostagem, podem ocorrer emissões de GEE, especialmente CH_4 , N_2O e CO_2 , principalmente quando há desequilíbrios nas condições de umidade, aeração ou na relação carbono:nitrogênio (C/N). Esses gases desempenham papel central no aquecimento global, uma vez que intensificam o efeito estufa ao reter calor na atmosfera e acelerar as alterações climáticas. Por isso, estratégias como a aplicação de aditivos, têm sido estudadas como formas de mitigar essas emissões, melhorar as características do composto final e tornar o processo mais eficiente e sustentável.

Desse modo, este trabalho tem início com uma revisão de literatura (Capítulo I), que teve como objetivo abordar a geração de resíduos na piscicultura, bem como as alternativas disponíveis para seu tratamento, com enfoque na sustentabilidade da piscicultura. No capítulo II, investigou-se as emissões de GEE e a recuperação de nutrientes provenientes de diferentes formas de disposição dos resíduos de pescado, utilizando a maravalha como agente volumoso e o biochar como aditivo. No capítulo III, foi explorada a influência de diferentes doses do biochar e da zeólita nas emissões de GEE durante a compostagem dos resíduos de pescado, além de seus efeitos sobre a degradação dos constituintes orgânicos e da melhoria na qualidade do composto.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Geração de resíduos na piscicultura

Os resíduos gerados na piscicultura originam-se desde a fase de criação dos peixes até o momento do abate. Durante a produção, a principal fonte de resíduos é o acúmulo de nitrogênio e fósforo provenientes das sobras de ração e da excreção dos animais (Ojewole et al., 2024). Estima-se que os peixes aproveitam apenas 20 a 30% do nitrogênio contido na ração, enquanto os 70 a 80% restantes são liberados no ambiente aquático como resíduos (Ibrahim et al., 2023). Esse material não

aproveitado contribui para o aumento da carga orgânica, favorecendo a produção de CO_2 durante sua decomposição. Além disso, o N_2O pode ser emitido a partir da ração não consumida, especialmente por seu elevado teor proteico, bem como pelos compostos nitrogenados excretados pelos peixes. O CH_4 , por sua vez, é liberado durante a decomposição anaeróbia da matéria orgânica, podendo atingir a atmosfera por difusão ou ebulição gasosa (Raul et al., 2021). Em determinados contextos, essas águas residuárias são descartadas de forma inadequada em ambientes terrestres ou aquáticos, tornando-os suscetíveis à poluição e a diversos impactos ambientais negativos (Ngarava et al., 2023).

A geração de resíduos durante o processamento do pescado é outra preocupação global, já que nesta etapa o montante residual é extremamente elevado. É estimado que mais de 70% do total de peixes capturados é submetido a processamento antes de ser colocado no mercado (Hou et al., 2016), resultando na produção de grandes quantidades (aproximadamente 20–80%) de resíduos de peixes, dependendo do nível de processamento (por exemplo, evisceração, escamação, filetagem) e da espécie, já que possuem composição, tamanho e forma específicos (Arnaud et al., 2017). Essas operações geram descartes que incluem principalmente aparas de músculos (15–20%), pele e barbatanas (1–3%), ossos (9–15%), cabeças (9–12%), vísceras (12–18%) e escamas (5%), além de restos de filé que não são retirados totalmente dos peixes (Martínez-Alvarez et al., 2015). A figura 1 representa a geração de resíduos durante o processamento do pescado.

Ainda é necessário considerar que durante a produção do pescado, ocorre a mortalidade. A mortalidade varia durante o ciclo de produção e com a densidade de peixes cultivados em uma área (Tvete et al., 2023). Globalmente, as doenças de peixes estão entre os principais fatores desafiadores que limitam a produtividade e a sustentabilidade da aquicultura, com impacto subsequente na segurança alimentar, estabilidade de emprego e saúde humana. A piscicultura tem experimentado mortalidade incomum de tilápia durante a temporada de verão. Pesquisas epidemiológicas feitas em 2015 indicaram que 37% das fazendas de peixes foram afetadas pela síndrome de mortalidade de verão, com uma taxa média de mortalidade de 9,2% e um impacto econômico potencial de cerca de US\$ 100 milhões (Jansen et al., 2017). Assim, considerando a geração de resíduos em toda a cadeia do pescado,

estima-se que para cada tonelada de peixe produzido, a mesma quantidade de resíduo é gerada (Illera-Vives et al., 2015; Karim et al., 2015).



Figura 1. Representação da geração de resíduos durante a produção do pescado

A falta de conscientização sobre o potencial de valorização desses resíduos, associada à inexistência de políticas adequadas de gestão, ao baixo interesse de empresas para gerenciar esses resíduos e à limitada fiscalização por órgãos reguladores faz com que grande parcela da indústria aquícola não processe corretamente seus resíduos. Grande proporção dos resíduos é enterrada ou despejada diretamente em aterros sanitários (Asiamah et al., 2022). Esse descarte inadequado resulta na decomposição natural dos resíduos de peixes, liberando gases como amônia, metano, óxido nitroso e sulfeto de hidrogênio, responsáveis por odores desagradáveis e ambientalmente nocivos (Venugopal et al., 2021). Além disso, esses resíduos podem abrigar microrganismos patogênicos, trazendo riscos à saúde humana.

Dessa forma, a compostagem se apresenta como uma alternativa sustentável e eficaz para o correto manejo dos resíduos da aquicultura, sobretudo para os resíduos sólidos (Asses et al., 2019). Trata-se de uma tecnologia acessível, de baixo

custo e que agrega valor aos descartes, tornando-se uma ferramenta estratégica não apenas ambiental, mas também econômica, ao transformar resíduos em insumos comercializáveis, abrindo oportunidades de negócios e geração de renda (Haouas et al., 2021).

A destinação dos resíduos de pescado, especialmente os provenientes do abate, varia conforme o nível de industrialização, a escala de processamento e a regulamentação vigente em cada país. Em plantas industriais de maior porte, é comum que esses resíduos sejam direcionados à produção de farinha e óleo de peixe, à silagem ou a outros subprodutos com valor agregado. Nesse contexto, a compostagem não constitui, de forma geral, a principal rota de aproveitamento. Contudo, a técnica é reconhecida como uma alternativa ambientalmente adequada e tem sido empregada, sobretudo em sistemas de menor escala ou em situações nas quais o aproveitamento industrial não é viável (Frederik et al., 1989; Illera-Vives et al., 2015). Assim, embora não possa ser considerada uma prática universal ou predominante, a compostagem representa uma estratégia tecnicamente fundamentada para o manejo desses resíduos, com potencial para estabilização da matéria orgânica e reciclagem de nutrientes.

2.2. Processo de compostagem

A compostagem pode ser definida como um processo bio-oxidativo controlado, no qual ocorrem mudanças químicas e físicas no substrato orgânico devido à multiplicidade de reações derivadas da sucessão de diferentes populações microbianas, principalmente bactérias e fungos (Tran et al., 2020). Estas ações (ou transformações) são dependentes das condições e características das matérias-primas, como teor de água, temperatura, pH e disponibilidade de nutrientes, fatores que determinam a capacidade de degradar os componentes orgânicos (Liu et al., 2020).

A compostagem é, em geral, um processo de quatro fases que pode ser descrito da seguinte forma. A fase mesofílica é o primeiro estágio do processo, também conhecido como ponto inicial, no qual bactérias mesofílicas proliferam em grande número (Wang e Zeng, 2018). Nesse estágio, a comunidade bacteriana utiliza

fontes de carbono facilmente degradáveis como açúcares solúveis para rapidamente assumir a liderança, elevando a temperatura para a faixa termofílica. A produção de CO_2 e H_2O é predominante durante esse período. Resíduos cárneos com elevada concentração de proteína e lipídeos intensificam a velocidade de degradação nas fases iniciais de compostagem, pois esses compostos são rapidamente hidrolisados e metabolizados pelos microrganismos, liberando grande quantidade de energia térmica. Esse metabolismo acelerado eleva rapidamente a temperatura da pilha, favorecendo a entrada precoce na fase termofílica (Liu et al., 2025; Gao et al., 2025). Além disso, a diversidade de comunidades microbianas pode alcançar complementaridade periódica e aumentar significativamente a eficiência da degradação por meio da ação sinérgica de enzimas.

Em seguida, vem a fase termofílica, caracterizada por maior atividade biológica e aumento da diversidade bacteriana. Dentro de 2 a 4 dias, a temperatura no interior da pilha de compostagem aumenta rapidamente, podendo variar de 50 a 70 °C (Lin et al., 2021). Nesse momento, as bactérias dominam a degradação de hemicelulose e pectina. À medida que os substratos facilmente degradáveis se esgotam, a atividade bacteriana diminui e fungos e actinobactérias passam a dominar o processo, contribuindo para a degradação de compostos mais complexos. Essas transições refletem a sucessão microbiana típica e são fortemente influenciadas tanto pelas variações de temperatura quanto pela disponibilidade de substratos presentes nos resíduos (Wang et al., 2021). Para que as comunidades microbianas desempenhem de forma eficiente seu papel na decomposição do resíduo, é necessário que fatores como aeração, teor de umidade, relação C/N e componentes orgânicos sejam atendidos nas medidas adequadas durante o processo.

Os agentes de volume desempenham papel fundamental nas propriedades físico-químicas das pilhas de compostagem. Materiais como maravalha, casca de arroz e palha possuem estrutura porosa e elevada área superficial, o que favorece a absorção da umidade excedente e ajuda a evitar condições anaeróbias (Yuan et al., 2017). Além de reduzir a umidade, esses materiais melhoram a aeração ao criarem canais para circulação de oxigênio e promover uma distribuição mais uniforme de água no interior da pilha. A capacidade de reter água desses agentes também contribui para manter a umidade estável ao longo do processo, prolongando

condições adequadas para a atividade microbiana (Zhang et al., 2016; Nguyen et al., 2022).

A umidade é um fator determinante no processo de compostagem, pois influencia as reações metabólicas dos microrganismos, o transporte de nutrientes, a disponibilidade de oxigênio, o volume de poros e a intensidade da atividade microbiana (Ge et al., 2022). O teor de umidade ideal durante a compostagem deve permanecer entre 40 e 60% (Li et al., 2024; Nguyen et al., 2024). Abaixo dessa faixa, ocorre a desidratação do material, reduzindo a atividade degradativa; acima dela, o excesso de água limita a difusão de oxigênio e diminui a atividade dos microrganismos aeróbios, favorecendo a formação de gases como CH_4 e N_2O . Ros et al. (2006) observaram que, ao manterem a umidade entre 60 e 70% durante a compostagem de dejetos suínos, valores superiores a 70% interromperam a difusão de oxigênio e deixam a pilha próxima de condições anóxicas.

O oxigênio é indispensável para sustentar o metabolismo microbiano na compostagem (Nguyen et al., 2019), e a falta de seu suprimento restringe a atividade de microrganismos aeróbicos, desacelerando a degradação da matéria orgânica e reduzindo a temperatura, além de favorecer processos fermentativos, com formação de ácidos orgânicos que reduzem o pH (Ma et al., 2022).

A aeração na compostagem pode ocorrer de forma passiva através da adição de agentes de volume com alta porosidade ou de forma ativa pela injeção de ar de forma automática, como sopradores de ar, utilizada principalmente para a compostagem em células estáticas e reatores fechados. A aeração ativa é essencial em sistemas de leiras estáticas, pois permite manter níveis adequados de oxigênio ao longo de todo o processo, garantindo a estabilidade operacional e reduzindo pontos anaeróbios que poderiam intensificar as emissões de CH_4 e N_2O (Xu et al., 2025). Além de sustentar o metabolismo microbiano aeróbio, o fornecimento contínuo de ar auxilia no controle da temperatura, favorecendo a rápida entrada e a permanência na fase termofílica, aspecto crítico para a degradação eficiente de resíduos cárneos ricos em nitrogênio e gordura (Lai et al., 2024).

Alguns estudos (Vilela et al., 2022; Oliveira et al., 2023) relataram que taxas de aeração entre 0,3 e 0,6 L/kg de matéria seca/min são eficazes para manter temperaturas persistentemente termofílicas e promover maior homogeneidade em

sistemas de compostagem em leiras estáticas. Esse intervalo tem se mostrado especialmente adequado para materiais com alta umidade inicial e tendência à compactação, como é o caso dos resíduos de pescado. Assim, embora diferentes substratos possam exigir ajustes específicos, evidências prévias sugerem que essa faixa de aeração é apropriada para a compostagem de resíduos de pescado, evitando a formação de zonas anóxicas e favorecendo um processo mais estável e eficiente ao longo dos ciclos.

Os resíduos orgânicos fornecem nutrientes essenciais para o metabolismo microbiano, entre os quais o carbono (C) e o nitrogênio (N) se destacam como elementos fundamentais. O carbono é utilizado principalmente como fonte de energia, enquanto o nitrogênio é indispensável para a síntese de componentes celulares. Durante a compostagem, a relação C/N ideal do substrato varia entre 25 a 30:1 (Yan et al., 2015), valor superior à relação C/N dos microrganismos (8 a 10:1). Essa diferença é necessária para que os microrganismos consigam absorver C e N em quantidades adequadas, mantendo seu crescimento e atividade metabólica equilibrados ao longo do processo.

Uma baixa relação C/N reduz o período termofílico devido ao fornecimento insuficiente de fontes de carbono, que é essencial para o crescimento e a sobrevivência microbiana (Dume et al., 2023). Além disso, elevadas concentrações de N orgânico levam ao aumento da mineralização do N orgânico para íons amônio (NH_4^+), aumentando perdas por volatilização de amônia (NH_3), reduzindo a qualidade do composto (Onwosi et al., 2017; Li et al., 2022). A adição de agentes de volume na compostagem pode atingir a relação C/N adequada, visto que materiais vegetais são ricos em carbono, excelentes para complementar os resíduos como o de pescado, que são ricos em N (5,8%). Song et al., 2021 relataram que cavacos de madeira regularam a relação C/N para 28,9 na compostagem de resíduos alimentares, o que reduziu o tempo de maturação e aumentou significativamente o índice de germinação do composto gerado. Xing et al., 2022 demonstraram que o ajuste da relação C/N inicial para 26 com a inclusão de talos de milho aumentou a abundância relativa de actinomicetos, que desempenhou um papel crucial na degradação de componentes mais resistentes, especialmente celulose e hemicelulose.

Embora a compostagem ofereça inúmeras vantagens, como redução de insumos, otimização de recursos e valorização de resíduos, ela também apresenta desafios, entre os quais se destaca a emissão de GEE que ocorre durante o processo, especialmente CH_4 e N_2O .

2.3. Emissão de GEE na compostagem

De acordo com Coker et al. (2012), as emissões gasosas durante a compostagem são determinadas principalmente por três fatores: (i) a composição do substrato, que inclui a disponibilidade de nutrientes e características físicas como umidade e tamanho das partículas; (ii) o suprimento e a distribuição uniforme de oxigênio dentro da pilha; e (iii) o aumento inicial da temperatura, que reflete a taxa metabólica microbiana e a biodegradabilidade dos resíduos, sendo também influenciado pela pressão de vapor e pela perda de umidade. Os principais gases gerados no processo com impacto no efeito estufa são CH_4 e N_2O .

2.3.1. CO_2

O CO_2 está entre os principais gases de efeito estufa que retêm calor e que mais contribuem para o aquecimento global. De acordo com a NASA, a concentração estimada de CO_2 no planeta é de cerca de 416 partes por milhão (ppm) e tende a aumentar nos próximos anos. O poder de aquecimento global (PAG) do CO_2 não é avaliado para resíduos orgânicos, uma vez que o CO_2 emitido durante a decomposição já é absorvido como alimento pelas plantas e, portanto, é considerado de origem biogênica (Yasmim et al., 2022).

Na compostagem, os compostos orgânicos presentes nos resíduos, como carboidratos, proteínas e lipídios, são oxidados e utilizados como fonte de energia e carbono microbiano. A glicólise, seguida pelo ciclo de Krebs e pela cadeia respiratória, promove a completa oxidação do carbono até CO_2 , tendo o oxigênio comoceptor final de elétrons (Christensen et al., 2009). A emissão desse gás é, portanto, indicativa de um ambiente aeróbio adequado, no qual a matéria orgânica é transformada de maneira eficiente em formas mais estáveis (Wu et al., 2019). Diferentemente de CH_4 e N_2O , cuja formação está associada a condições anaeróbias ou à dinâmica do nitrogênio, o CO_2 não é considerado um poluente no contexto da compostagem.

Contudo, o seu monitoramento é fundamental, pois representa um parâmetro indireto da atividade microbiana e da intensidade do processo de decomposição, além de constituir a principal via de perda de carbono do sistema, contribuindo para a redução de massa e volume do material ao final do processo.

2.3.2. CH₄

O CH₄ é o segundo maior GEE produzido depois do CO₂. É produzido em condições anaeróbicas e possui um PAG 28 vezes maior que o CO₂, considerando um horizonte de 100 anos (IPCC, 2024). O CH₄ no composto é produzido pela redução do CO₂ e de compostos orgânicos por arqueias metanogênicas sob condições anaeróbicas. As condições ótimas de crescimento para essas arqueias incluem anoxia, pH neutro e a presença de substratos ricos em matéria orgânica (Jiang et al., 2019).

A produção de CH₄ durante a compostagem ocorre por três etapas clássicas da degradação anaeróbia: hidrólise, acidogênese e metanogênese. A liberação de metano está diretamente associada à atividade de microrganismos metanogênicos, um grupo específico de arqueias capazes de produzir CH₄ a partir de compostos simples, como acetato, hidrogênio (H₂) e CO₂ (Figura 2). Esses microrganismos só se desenvolvem em condições anaeróbicas, ou seja, em regiões da pilha onde o oxigênio é limitado, geralmente causadas por compactação, excesso de umidade ou baixa porosidade (Lin et al., 2022). Parte do CH₄ produzido nessas zonas anaeróbicas pode ser consumida antes de atingir a atmosfera por meio da oxidação metanotrófica. Esse processo biológico ocorre quando microrganismos metanotróficos utilizam o CH₄ como fonte de carbono e energia, convertendo-o, sob condições aeróbicas, principalmente em CO₂. Na compostagem, essa oxidação tende a ocorrer nas camadas mais superficiais da pilha ou em microambientes com maior difusão de oxigênio, funcionando como um mecanismo potencial de mitigação das emissões (Phung et al., 2020). A eficiência desse processo depende da disponibilidade simultânea de CH₄ e O₂, bem como de fatores como temperatura, umidade e estrutura física do material.

Durante a degradação anaeróbia, compostos orgânicos são degradados em monossacarídeos, acompanhados pela produção de ácidos orgânicos e CO₂, que

posteriormente são convertidos em CH_4 por arqueias metanogênicas. Embora a compostagem aeróbica seja o método mais comum, a dispersão desigual de ar na pilha cria sítios anaeróbicos, fazendo com que as bactérias metanogênicas se proliferem.

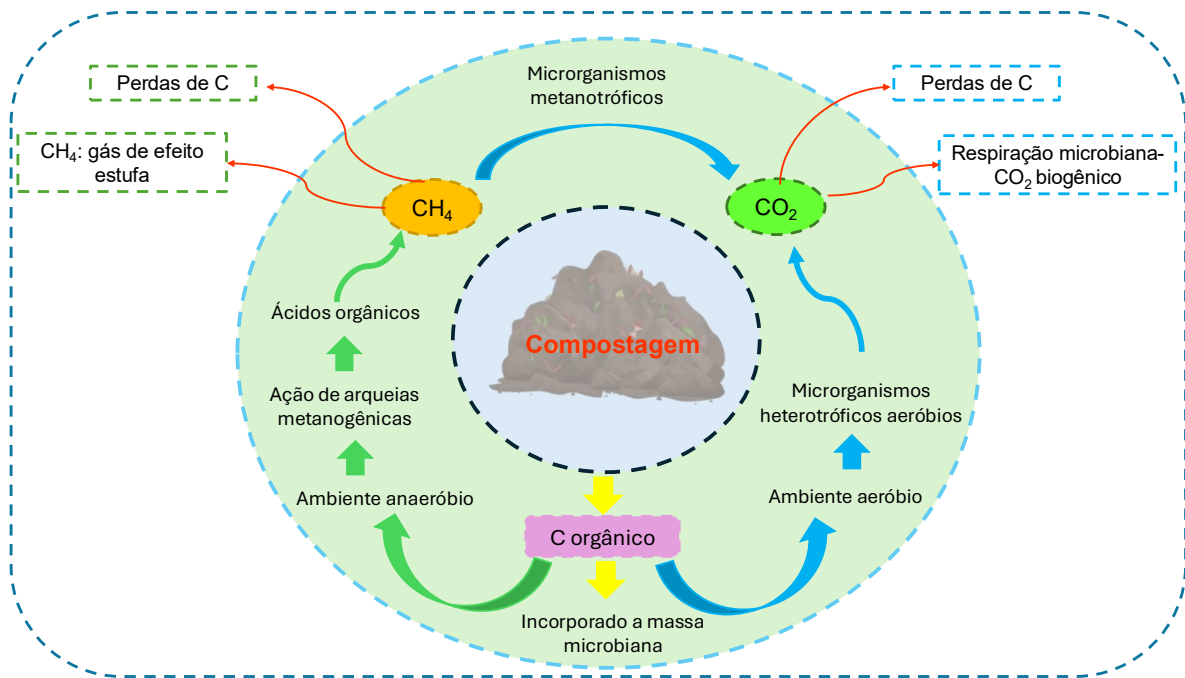


Figura 2. Representação esquemática da formação do CO_2 e do CH_4 durante a compostagem

Uma taxa de aeração aprimorada, capaz de manter condições predominantemente aeróbicas em toda a pilha, reduz as emissões de GEE, enquanto uma aeração insuficiente favorece a formação de CH_4 . Devido à natureza heterogênea das pilhas de compostagem, pontos com menor suprimento de ar podem persistir, permitindo a ocorrência de zonas anaeróbicas e, conseqüentemente, maiores emissões de metano (Jiang et al., 2011).

2.3.3. N_2O

O N_2O é um importante gás de efeito estufa, com tempo de permanência prolongado na atmosfera e potencial de aquecimento global 298 vezes maior que o do CO_2 , considerando um horizonte de 100 anos, segundo o IPCC. Durante a compostagem, o nitrogênio pode ser perdido principalmente pela emissão de N_2O ,

especialmente em resíduos com altas concentrações de nitrogênio, como o de pescado (Chen et al., 2019). Tang et al., 2015 relataram que o N_2O foi responsável por 70% da perda total de N em condições aeróbias, enquanto Zhang et al., 2016 mostraram que o NH_3 contribui de 47% a 54% da perda total de N em ambientes anaeróbios.

O nitrogênio orgânico presente nos substratos é degradado pelos microrganismos e transformado em amônio (NH_4^+) por meio da amonificação. O NH_4^+ pode seguir diferentes rotas, ser convertido em nitrato (NO_3^-) pelas bactérias nitrificantes, ser perdido por volatilização na forma de amônia (NH_3) ou ainda originar N_2O , dependendo das condições do processo, como pH e temperatura (Cáceres et al., 2018). Paralelamente, em microambientes com baixa disponibilidade de oxigênio, o NO_3^- pode ser reduzido por bactérias desnitrificantes, passando por intermediários como NO_2^- , NO e N_2O até chegar ao N_2 (Figura 3) (Meng et al., 2018; Shi et al., 2020). Contudo, quando as condições ambientais são instáveis, a etapa final da desnitrificação pode não ocorrer completamente, resultando no acúmulo e na emissão de N_2O para a atmosfera (Lopez-Cano et al., 2016).

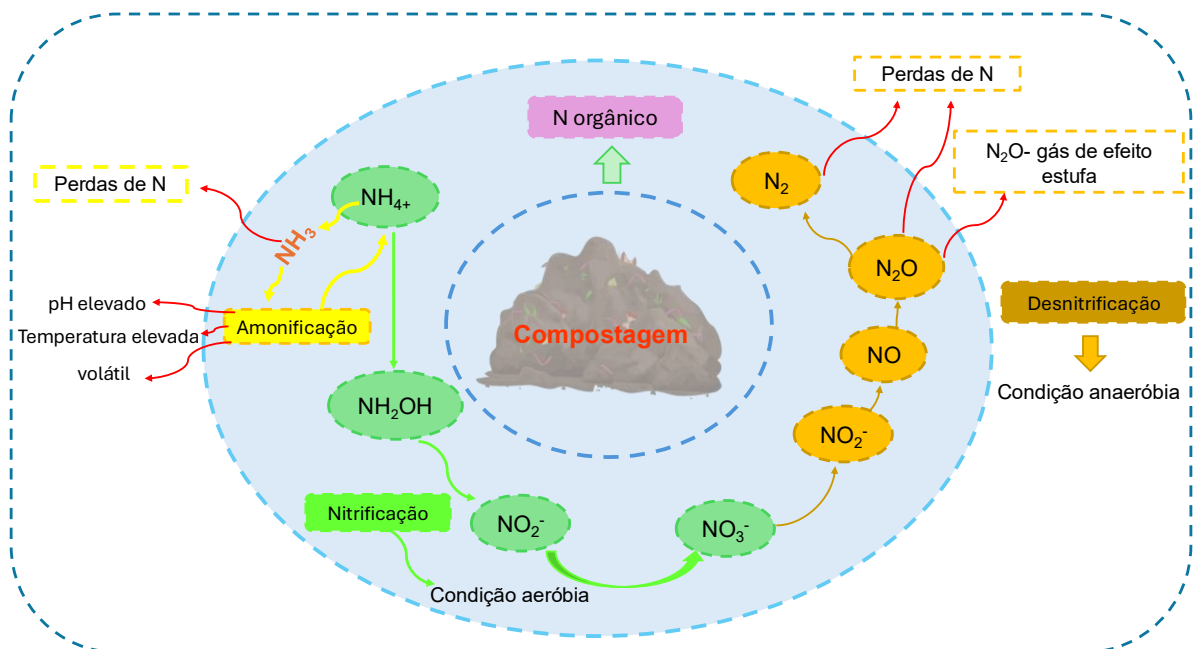


Figura 3. Representação esquemática da formação do N_2O durante a compostagem

A nitrificação e a desnitrificação representam processos cruciais na transformação de N em sistemas de compostagem. A nitrificação converte o N-NH_4^+ em nitrito (NO_2^-) por vários microrganismos oxidantes de amônia, como bactérias e arqueas oxidantes de amônia. O NO_2^- é posteriormente oxidado a nitrato (NO_3^-) por bactérias oxidantes de NO_2^- como as *Nitrobacter*. Este processo pode dar origem à produção de N_2O por meio de uma via de nitrificação incompleta (Sánchez et al., 2015). A desnitrificação é principalmente a redução anaeróbica de NO_3^- e NO_2^- em N_2 (Wang et al., 2022). O N_2O pode ser gerado simultaneamente tanto pela nitrificação superficial quanto pela desnitrificação interna da pilha devido à distribuição não uniforme de O_2 durante a compostagem aeróbica (Awasthi et al., 2020; Jarvis et al., 2009).

Na compostagem, o momento em que ocorre o pico de emissão de N_2O ainda é incerto. Alguns estudos (Cao et al., 2020; Li et al., 2022) verificaram maiores emissões na fase termofílica, enquanto outros (Garcia-Randez et al., 2025; Wang et al., 2024; Wang et al., 2018) observaram intensificação na fase de maturação. As emissões de N_2O nas fases iniciais podem estar relacionadas à rápida degradação da matéria orgânica e à consequente liberação de nitrogênio em formas reativas (como NH_4^+), em conjunto com flutuações de oxigênio que favorecem a ocorrência simultânea de nitrificação e desnitrificação parcial (Maeda et al., 2011). Já no estágio final do processo, as emissões estão associadas ao acúmulo de NO_3^- devido à nitrificação prévia, somado à redução da temperatura e à formação de microambientes com menor disponibilidade de oxigênio. Nessas condições, a oferta limitada de carbono facilmente degradável dificulta que a desnitrificação prossiga até N_2 , levando à interrupção da última etapa do processo e, consequentemente, ao acúmulo e à emissão de N_2O (Yang et al., 2015). Vale destacar que o manejo da compostagem interfere diretamente nessas transformações, sendo essencial manter condições uniformes de oxigenação, umidade e pH ao longo do processo para garantir emissões reduzidas de N_2O .

2.4. Utilização de aditivos na mitigação dos GEE durante a compostagem

As emissões de GEE, além de representarem uma preocupação em relação às mudanças climáticas, também comprometem a eficiência da compostagem, pois

reduzem a qualidade do composto final e geram desvantagens econômicas ao processo. Diante disso, diversas estratégias têm sido estudadas, entre elas a utilização de aditivos, com o objetivo de mitigar essas emissões, reter nutrientes e tornar a compostagem ambientalmente mais sustentável e agronomicamente mais eficiente. Dentre os aditivos estudados, o biochar e a zeólita vêm ganhando destaque por sua atuação mitigadora na emissão de GEE durante a compostagem.

2.4.1. Biochar

O biochar é um material sólido rico em carbono derivado da pirólise de biomassa como resíduos agrícolas, resíduos urbanos biodegradáveis e dejetos animais em condições de baixo oxigênio (Wang et al., 2021). A temperatura da pirólise pode variar de 200 a 1000°C, tendo diferentes estágios de degradação térmica durante o processo: degradação primária (200 – 300°C), degradação secundária (350 – 550°C) e degradação completa (550 – 900/1000°C) (Yuan et al., 2019). A taxa de aquecimento da biomassa é controlada de tempo em tempo, geralmente em intervalos de 5 a 10 minutos. Durante a pirólise, os compostos voláteis da matéria-prima, como gases e água, são liberados. Essa liberação ocorre devido a decomposição dos compostos mais lábeis da biomassa como celulose, hemicelulose e lignina, com isso a fração que permanece é rica em carbono fixo com baixa volatilidade e elevada estabilidade, garantindo ao material resistência a degradação (Gale et al., 2021; Yin et al., 2021)

A qualidade do biochar é altamente dependente da matéria-prima utilizada e do processo de preparação, sendo a temperatura da pirólise um dos principais fatores que afetam as propriedades do material, como rendimento, estrutura e constituição físico-química. Esse material é muito utilizado na agricultura, com o objetivo de melhorar a fertilidade do solo e a nutrição das plantas, melhorando o rendimento das colheitas e promovendo uma agricultura mais sustentável (Asadi et al., 2021; Amirahmadi et al., 2025).

Além da agricultura, o biochar vem sendo muito utilizado no processo de compostagem, com resultados positivos já conhecidos em relação à qualidade do composto produzido, principalmente na maior retenção de nitrogênio (Leite et al., 2025). López-Cano et al., 2016 relataram que a adição de 4% de biochar de madeira

na compostagem de materiais lignocelulósicos pobres em N aumentou a concentração de NO_3^- nos compostos maduros de 137,7 para 323,7 mg.Kg^{-1} reduzindo a perda de N em 3,2 kg de N por tonelada de resíduo tratado. Atualmente, vêm sendo explorados seus efeitos na emissão de GEE durante a compostagem, já que este é um dos principais entraves do processo.

A estrutura porosa do biochar pode aumentar a taxa de aeração e reduzir a densidade aparente da pilha de compostagem, além de elevar a capacidade de retenção de água, evitando a formação de zonas anaeróbias e, conseqüentemente, a formação do CH_4 (Wu et al., 2017). He et al., 2018 relataram que a inclusão do biochar granular aumentou a porosidade em 4,02% e reduziu as emissões de CH_4 em 22,15% durante a compostagem dos dejetos de suínos com palha de trigo. A grande área de superfície específica do biochar pode fornecer habitats adequados para que os microrganismos aumentem sua atividade (Xiao et al., 2017). Li et al. (2015) constataram que a taxa de degradação da matéria orgânica aumentou de 14,8% para 29,6% após a adição do biochar na compostagem dos dejetos suínos. No entanto, alguns estudos demonstraram que a adição do biochar na compostagem pode acelerar a degradação, porém pode levar ao aumento nas emissões de CO_2 (Czekala et al., 2016).

Estudos demonstraram que o biochar afeta significativamente as emissões de CO_2 durante a compostagem, sendo relatado que a inclusão de 10% de biochar na compostagem de dejetos suínos reduziu as emissões de CO_2 em 26,1% (Wang et al., 2018). No entanto, outro estudo realizado por Mao et al. (2018) identificou que a adição do biochar durante a compostagem dos dejetos de suínos resultou no aumento das emissões de CO_2 em 53,2%. Similarmente, Yang et al., 2020 verificaram que a inclusão de 10% do biochar de palha de trigo na compostagem dos dejetos suínos elevou as emissões de CO_2 em 7,4%. Esses efeitos controversos sobre a eficiência do uso do biochar sobre a mitigação das emissões de CO_2 podem estar relacionados às suas propriedades físico-químicas e à sua influência sobre a atividade microbiana e conseqüente intensificação da degradação da matéria orgânica, resultando em maior produção de CO_2 (Mao et al., 2018).



Figura 4. Representação da produção do biochar e os efeitos de sua inclusão na compostagem

O biochar reduz a quantidade de nitrogênio inorgânico que pode ser utilizado por bactérias nitrificantes e desnitrificantes capturando NH_4^+ e NO_3^- , diminuindo assim as emissões de N_2O (He et al., 2019). A superfície do biochar pode absorver N_2O e reduzi-lo a N_2 por meio de reações biológicas ou abióticas (Harter et al., 2016).

Vários estudos mostraram que o efeito do biochar na mitigação de emissões de GEE está significativamente relacionado à quantidade de biochar adicionada. Na maioria dos estudos, a inclusão do biochar variou de 0 a 20%, sendo a dose de 10% a mais eficaz. Awasthi et al. (2017) reportaram que a adição de 2–18% de biochar reduziu significativamente as emissões de GEE da compostagem, sendo recomendada a dose de 12% de biochar. Yang et al. (2020) investigaram a eficácia de diferentes concentrações de biochar de bambu (2% a 10%) na conservação de nitrogênio durante a compostagem dos dejetos de aves. Os resultados mostraram que a perda total de nitrogênio foi menor na maior concentração de biochar. Steiner et al. (2010) também constataram que a perda total de nitrogênio foi de 49%, 47,6% e 21,2% com adição de 0%, 5% e 10% de biochar, respectivamente, após 42 dias de compostagem de cama de aves.

Em geral, baixas doses de biochar produzem efeitos limitados na mitigação das emissões de GEE. Em alguns contextos, especialmente quando o material de compostagem possui boa retenção de umidade e estrutura adequada, doses intermediárias a elevadas (entre 8 e 18%) têm se mostrado eficazes na redução de CH_4 , N_2O e NH_3 (Awasthi et al., 2016). Contudo, esse desempenho não é universal. Em materiais mais sensíveis à perda de água, como dejetos de aves de postura, a aplicação de biochar acima de 10% resultou em secagem excessiva e dissipação de calor, prejudicando a eficiência do processo (Liu et al., 2017). Assim, o efeito do biochar sobre a compostagem depende fortemente das características do resíduo, de modo que tanto doses muito baixas quanto doses excessivamente altas podem ser ineficazes, reforçando a necessidade de definir uma faixa ótima específica para cada tipo de material.

Além disso, a granulometria do biochar também pode apresentar diferentes respostas sobre as emissões de GEE. He et al., (2019) utilizaram biochar de bambú e palha de arroz em pó (<1mm) e granular (>4mm) para reduzir as emissões de NH_3 e N_2O . Os resultados indicaram que o biochar de bambú em pó foi mais eficiente em reduzir a emissão de NH_3 devido ao maior volume de poros e à melhor interação doador/aceptor de elétrons na superfície. Apesar disso, sua eficiência não foi a mesma na absorção do N_2O , sendo o biochar de palha de arroz em pó o mais eficiente.

Além da mitigação das emissões de GEE, a adição de biochar à compostagem tem sido associada à intensificação da degradação da matéria orgânica e à melhoria da qualidade do composto final. Diversos estudos relatam que a elevada área superficial, porosidade e presença de grupos funcionais na superfície do biochar favorecem a colonização microbiana e a formação de microambientes que estimulam a atividade enzimática (Jia et al., 2023; Awasthi et al., 2018). Esse efeito é especialmente importante quando se utilizam matérias-primas com propriedades físicas desfavoráveis à compostagem, como elevada umidade, baixa relação C:N, alta compactação e excesso de gordura, características típicas dos resíduos de pescado, que tendem a limitar a aeração e a criar zonas anaeróbias (Nguyen et al., 2022; Wang et al., 2021). Além disso, pode promover maior degradação de frações lignocelulósicas, por meio do estímulo a bactérias e fungos lignocelulolíticos.

Adicionalmente, o biochar tem sido relacionado ao aumento do grau de humificação e à formação de substâncias húmicas mais estáveis, contribuindo para a melhoria da qualidade agronômica do composto. A retenção de nutrientes, especialmente nitrogênio, e a redução de perdas por volatilização também são frequentemente relatadas, resultando em um composto com maior estabilidade e potencial fertilizante. Em estudo realizado por Manu et al. (2021) foi constatado que a adição de 10% de biochar na compostagem de digestato de resíduos alimentares reduziu a perda de N em 58%, além de reduzir a fitotoxicidade dos resíduos em sete dias.

No contexto do presente estudo, o uso de biochar surge como uma alternativa promissora justamente para superar essas limitações. Apesar dos avanços, ainda há lacunas importantes na literatura, especialmente sobre como materiais adsorventes ou estruturantes, como o biochar, podem modular as emissões de GEE (CH_4 , N_2O e CO_2) em resíduos altamente proteicos e lipídicos e como interagem com agentes de volume em sistemas estáticos. Assim, o trabalho reside em avaliar o efeito do biochar de casca de arroz na mitigação de gases de efeito estufa durante a biodegradação dos resíduos de pescado, um tipo de resíduo pouco estudado e que apresenta desafios específicos, como rápida acidificação, formação de lixiviado, maior produção de amônia e tendência à formação de zonas anóxicas. Esse conjunto de fatores justificou a investigação, buscando entender não apenas o potencial do biochar como mitigador de GEE, mas também seu papel na melhoria da estrutura, retenção de umidade e estabilidade do processo.

2.4.2. Zeólita

As zeólitas representam uma família de centenas de membros minerais microporosos conhecidos por suas propriedades de troca iônica (Pekov et al., 2008). A estrutura das zeólitas consiste principalmente em aluminossilicatos com estruturas SiO_4 e AlO_4 conectadas por átomos de oxigênio compartilhados. A clinoptilolita é uma das zeólitas naturais mais abundantes, amplamente distribuída pelo mundo e usada por suas propriedades de troca iônica e adsorventes (Soudejani et al., 2019).

A zeólita apresenta alta capacidade de adsorção do NH_3 na compostagem e aumenta o teor de nitrogênio, reduzindo a emissão em até 39% devido à sua

adsorção. Além disso, pode atuar na remoção do excesso de água do substrato e proporcionar espaços eficazes para o crescimento de microrganismos aeróbios (Awasthi et al., 2016) (Figura 5).

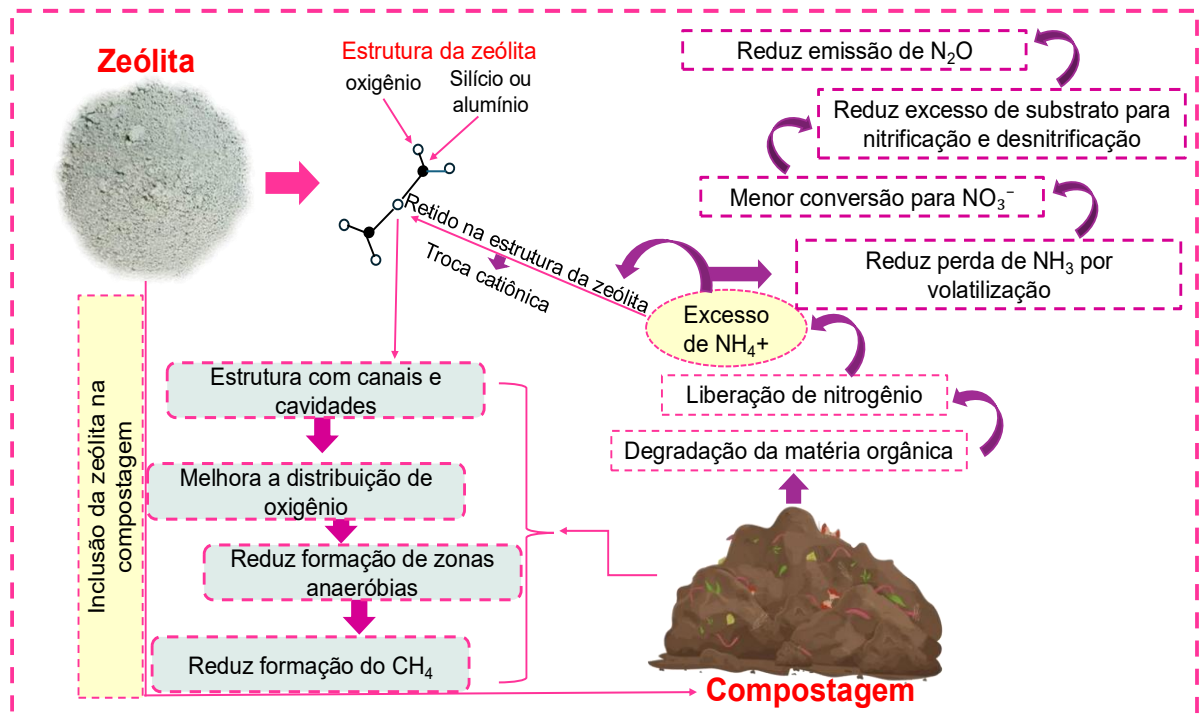


Figura 5. Representação esquemática da ação de inclusão da zeólita no processo de compostagem sobre as emissões de GEE

A eficácia da zeólita na mitigação das perdas de nitrogênio durante a compostagem depende da sua dosagem e das características do material. Embora diferentes estudos usem diferentes resíduos e metodologias, observa-se um padrão consistente: doses entre 5% e 10% de zeólita clinoptilolita tendem a apresentar o melhor equilíbrio entre eficiência e viabilidade operacional (Li et al., 2022). Inclusões nessa faixa reduziram perdas de nitrogênio de forma significativa em diversos substratos, como dejetos suínos, cama de frango, resíduos alimentares, efluentes lácteos e lodo de esgoto, com reduções variando aproximadamente entre 28% e 80% em comparação ao controle. Latifah et al. (2015) relataram que a inclusão de 5,3% da zeólita clinoptilolita foi capaz de reduzir a perda de N em 80% durante a compostagem de dejetos suínos com palhas. para reter o NH₃ durante a compostagem de dejetos suínos misturados com palhas. Em outro estudo, o emprego da dose de 6,25% de zeólita na compostagem de efluentes lácteos reduziu a emissão de NH₃ em 50%.

Doses muito baixas (<5%) podem ser menos eficazes, enquanto doses mais altas (≥ 10 –15%) nem sempre proporcionam benefícios adicionais expressivos, estabilizando os efeitos de conservação de N. A redução das emissões de NH_3 decorre principalmente da elevada capacidade de troca catiônica da zeólita, que retém NH_4^+ em seus canais internos e reduz a volatilização amoniacal.

O pH desempenha papel fundamental na adsorção do NH_3 quando se utiliza a zeólita. Em condições ácidas (pH 4-5), NH_4^+ e H^+ competem pelos sítios de adsorção; no entanto, em condições alcalinas (pH 8-9), o NH_4^+ é convertido em NH_3 , e a zeólita também pode sofrer dissolução parcial, reduzindo a absorção de N gasoso pelas zeólitas (Saltali et al., 2007), assim a adsorção do NH_3 é maior em pH entre 6 e 7 (Kithome et al., 1999). Lin et al. (2013) investigaram os efeitos do pH (3,4–11,1) na adsorção de NH_3 por zeólitas e, em altas concentrações de NH_3 (100 mg/L), a maior eficiência de adsorção ocorreu em pH próximo à neutralidade (6,4–6,5). Du et al. (2005) relataram que a maior taxa de remoção de NH_3 ocorreu em pH 6 (dentro de grupos carregados positivamente na superfície da zeólita). A atração eletrostática afeta de forma insignificante a adsorção de NH_3 em zeólitas, enquanto a troca iônica é o principal mecanismo de remoção de NH_3 (Jha e Hayashi, 2009). Além disso, Chan et al. (2016) postularam que a redução na eficiência de adsorção de NH_3 se deveu à adsorção de água em zeólitas, pois isso poderia diminuir a capacidade de adsorção.

Além da retenção de N, a presença de zeólita pode incrementar a capacidade de troca catiônica do material estabilizado, melhorar a retenção hídrica e promover maior estabilidade química da matéria orgânica. Dessa forma, embora seus efeitos sobre a degradação da matéria orgânica sejam predominantemente indiretos, a zeólita desempenha papel relevante na melhoria das propriedades físico-químicas e nutricionais do composto final. Cui et al. 2021 relataram que a adição de 5% de zeólita acelerou a decomposição da matéria orgânica durante a co-compostagem de esterco suíno e palha de milho.

No contexto da mitigação de gases como CH_4 e CO_2 , o efeito da zeólita está associado principalmente à melhoria das condições aeróbicas da pilha. Sua estrutura altamente porosa aumenta a aeração interna do substrato, reduzindo zonas anóxicas e, conseqüentemente, limitando a formação de CH_4 (Chan et al., 2016). Assim, embora existam indícios de redução de metano em ambientes mais oxigenados, a

maior parte das pesquisas concentra-se na preservação do nitrogênio, havendo ainda poucos estudos dedicados especificamente ao impacto da zeólita nas emissões de CH_4 e CO_2 .

Atualmente, a zeólita vem sendo estudada em associação a outros aditivos para impulsionar sua ação na mitigação dos GEE. Awasthi et al., (2016) testaram a inclusão de 10% de zeólita misturada com 10% de biochar na compostagem de lodo de esgoto fresco desidratado. Os autores observaram altas reduções nas emissões de CH_4 e N_2O , sendo de 95,34% e 97,28%, respectivamente. Awasthi et al. (2017) testaram o efeito da mistura de zeólita em diferentes doses (0, 10, 15 e 30%) junto a 1% de cal na mitigação dos GEE durante a compostagem de lodo de esgoto. Os autores observaram que, com exceção da dose 0% de zeólita com 1% de cal, as demais doses reduziram drasticamente a emissão de CH_4 , NH_3 e N_2O , além de reduzir o tempo de maturação do composto. Wang et al., (2018) concluíram que a inclusão de 10% de biochar, 10% de zeólita e 2% de vinagre de madeira durante a compostagem dos dejetos suínos e da palha de trigo reduziu as perdas de NH_3 em 74,32%.

Apesar das evidências de que a zeólita é um aditivo eficaz para reduzir perdas de nitrogênio na compostagem, ainda há importantes lacunas quanto à sua aplicação ideal, especialmente em substratos ricos em proteínas e lipídios, como os resíduos cárneos. A maior parte dos estudos concentra-se em materiais de origem vegetal ou esterco, e embora apontem faixas de inclusão entre 5 e 10% como mais eficientes, os resultados são altamente dependentes da umidade, do pH inicial e da estrutura física da mistura. Além disso, o efeito da zeólita sobre emissões de CH_4 e CO_2 permanece menos claro, já que sua contribuição para a porosidade e manutenção do ambiente aeróbio pode variar conforme a densidade e a compactação do resíduo. Assim, apesar de seu potencial reconhecido para estabilizar o processo e conservar nitrogênio, ainda é limitado o entendimento sobre a dosagem ideal da zeólita em resíduos cárneos com elevada carga orgânica e forte demanda de oxigênio. Isso reforça a necessidade de estudos aplicados, como o desenvolvido nesta pesquisa, para definir a eficiência real da zeólita em condições práticas de compostagem de resíduos de pescado.

3. OBJETIVOS

3.1. Geral

Avaliar a influência de formas de disposição dos resíduos de pescado e do uso de aditivos visando a mitigação das emissões de GEE durante a biodegradação.

3.2. Específicos

- Avaliar o efeito da inclusão de 10% de biochar de bambu durante a compostagem e a utilização de maravalha como material de cobertura, em conjunto com o solo, na mitigação das emissões de CH₄, N₂O e CO₂ durante o enterramento de resíduos de pescado.
- Quantificar as emissões de CH₄, N₂O e CO₂ durante a compostagem dos resíduos de pescado com e sem a adição de aditivos (biochar de casca de arroz e zeólita clinoptilolita).
- Avaliar a recuperação de macro e micronutrientes no composto obtido a partir da compostagem dos resíduos de pescado com e sem o uso de aditivos.
- Calcular a emissão evitada em CO₂ equivalente (CO₂-eq) em relação ao tratamento controle, considerando os potenciais de aquecimento global do CH₄ e N₂O.
- Avaliar o efeito da inclusão de diferentes doses de biochar e zeólita na redução dos constituintes orgânicos e na qualidade do bioinsumo.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ae G., Ramakrishnan V.V., Brooks M.S., Budge S.M., Dave D. (2013). Fish Processing Wastes as a Potential Source of Proteins, Amino acids and Oils: A Critical Review. **Journal of Microbial & Biochemical Technology** 5:4.

Amirahmadi E., Ghorbani M., Adani F. (2025). Biochar contribution in greenhouse gas mitigation and crop yield considering pyrolysis conditions, utilization strategies and plant type- A meta-analysis. **Field Crops Research** 333: 110040.

Arnaud C., de Lamballerie M., Pottier L. (2017). Effect of high-pressure processing on the preservation of frozen and re-thawed sliced cod (*Gadus morhua*) and salmon (*Salmo salar*) fillets. **High Pressure Research**, 38: 62–79.

Asadi H., Ghorbani M., Rezaei-Rashti M., Abrishamkesh S., Amirahmadi E., Chengrong C., Gorji M. (2021). Application of Rice Husk Biochar for Achieving Sustainable Agriculture and Environment. **Rice Science** 28: 325-343.

Asses N., Farhat W., Hamdi M., Bouallagui H. (2019). Large scale composting of poultry slaughterhouse processing waste: microbial removal and agricultural biofertilizer application. **Process Safety and Environmental Protection** 124: 128-136.

Asiamah E., Oduro-Yeboah C., Mboom F.P., Atter A., Idun-Acquah N.N., Nkansah J. (2022). Assessment of the volume of seafood waste generation, utilization and management system from selected seafood processing companies in Ghana: A case study. **African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development** 22: 20924-20941.

Awasthi M.K., Duan Y., Awasthi S.K., Liu T., Zhang Z. (2020). Influence of bamboo biochar on mitigating greenhouse gas emissions and nitrogen loss during poultry manure composting. **Bioresource. Technology**. 303: 122952.

Awasthi M.K et al. (2016). Role of biochar amendment in mitigation of nitrogen loss and greenhouse gas emission during sewage sludge composting. **Bioresource Technology** 219: 270-280.

Awasthi M.K., Wang Q., Huang H., Ren X., Lahori A.H., Mahar A., Ali A., Shen F., Li R., Zhang Z. (2016). Influence of zeolite and lime as additives on greenhouse gas emissions and maturity evolution during sewage sludge composting. **Bioresource Technology** 216: 172-181.

Awasthi M.K., Wang Q., Ren X., Zhao J., Huang H., Awasthi S.K., Lahori A.H., Li R., Zhou L., Zhang Z. (2016). Role of biochar amendment in mitigation of nitrogen loss and greenhouse gas emission during sewage sludge composting. **Bioresource Technology** 219: 270-280.

Cáceres R., Malinska K., Marfà O. (2018). Nitrification within composting: a review. **Waste Management** 72: 119-137.

Cao Y., Wang X., Liu L., Velthef G. (2020). Acidification of manure reduces gaseous emissions and nutrient losses from subsequent composting process. **Journal of Environmental Management** 264: 110454.

- Chan M.T., Selvam A., Wong J.W.C. (2016). Reducing nitrogen loss and salinity during “struvite” food waste composting by zeolite amendment. **Bioresource Technology** 200: 838–844.
- Chen G., Bai J., Bi C., Wang Y., Cui B. (2023). Global greenhouse gas emissions from aquaculture: a bibliometric analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 348: 108405.
- Chen M., Huang YM., Liu H., Xie S., Abbas F. (2019). Impact of different nitrogen source on the compost quality and greenhouse gas emissions during composting of garden waste. **Process Saf. Environ. Prot** 124: 326-335.
- Christensen T.H., Gentil E., Boldrin A., Larsen A.W., Weidema B.P., Zwicky H. (2009). C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. **Waste Management** 27: 707-715.
- Coker C. (2012). English, Journal article, Emmaus, BioCycle, (25–28), JG Press Inc., Managing odors in organics recycling 53: 25-28.
- Cui H., Ou Y., Wang L., Yan B., Li Y., Bao M. (2021). Critical passivation mechanisms on heavy metals during aerobic composting with different grain-size zeolite. **Journal of Hazardous Materials** 406: 124313.
- Czekala W., Malinska K., Cáceres R., Janczak D., Dach J., Lewicki A. (2016). Co-composting of poultry manure mixtures amended with biochar- The effect of biochar on temperature and C-CO₂ emission. **Bioresource Technology** 200: 921-927.
- Dauda A.B., Ajadi A., Tola-Fabunmi A.S., Akinwale A.O. (2019). Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems. **Aquaculture and Fisheries** 4: 81-88.
- Dume B., Hanc A., Svehla P., Michal P., Chane A.D., Nigussie A. (2023). Composting and vermicomposting of sewage sludge at various C/N ratios: Technological feasibility and end-product quality. **Ecotoxicology and Environmental Safety** 263: 115255.
- Frank S., Havlík P., Stehfest E., Meijl H.V., Witzke P., Pérez-Domínguez I., Dijk M.V., Doelman J.C., Fellmann T., Koopman J.F.L., Tabeau A., Valin H. ((2018). Agricultural non-CO₂ emission reduction potential in the context of the 1.5°C target. **Nature Climate Change** 9: 66-72.

- Fukumoto Y., Suzuki K., Osada T., Kuroda K., Hanajima D., Yasuda T., Haga K. (2006). Reduction of nitrous oxide emission from pig manure composting by addition of nitrite-oxidizing bacteria. **Environ. Sci. Technol.** 40: 6787–6791
- Gale M., Nguyen T., Moreno M., Gilliard-Abdulaziz K.L. (2021). Physiochemical Properties of Biochar and Activated Carbon from Biomass Residue: Influence of Process Conditions to Absorbent Properties. **ACS Omega** 6: 10224-10233.
- Gao Q., Guo SH., Wu W., Ding J.W., Xu H.J., Luo CB., Li J., Li Dq., Liu Zq. (2025). Biodegradation mechanism of cellulose, hemicellulose, and lignin in bacteria-dominant aerobic composting from agricultural biomass waste: A review. **Carbohydrate Polymer Technologies and Applications** 25: 100879.
- García-Rández A., Orden L et al. (2025). Monitoring of greenhouse gas emissions and compost quality during olive mill waste co-composting at industrial scale: The effect of N and C sources. **Waste Management** 193: 33-43.
- Ge M., Shen Y et al. (2022). New insight into the impact of moisture content and pH on dissolved organic matter and microbial dynamics during cattle manure composting. **Bioresource Technology** 344: 126236.
- Ghasemi Z., Sourinejad I., Kazemian H., Hadavifar M., Rohani S., Younesi H. (2019). Kinetics and thermodynamic studies of Cr(VI) adsorption using environmental friendly multifunctional zeolites synthesized from coal fly ash under mild conditions. **Chem. Eng. Commun.** 0: 1–18.
- Ghasemi Z., Sourinejad I., Kazemian H., Rohani S. (2018). Application of zeolites in aquaculture industry: a review. **Rev. Aquac.** 10: 75–95.
- Ghasemi Z., Younesi H., Zinatizadeh A.A. (2016). Preparation, characterization and photocatalytic application of TiO₂/Fe-ZSM-5 nanocomposite for the treatment of petroleum refinery wastewater: optimization of process parameters by response surface methodology. **Chemosphere** 159: 552–564.
- Guillen J., Holmes S.J., Carvalho N., Casey J., Dorner H., Gibin M., Mannini A., Vasilakopoulos P., Zanzi A. (2018). A Review of European Union Landing Obligation Focusing on Its Implications for Fisheries and the Environment. **Sustainability** 10: 900.

- Haouas A., Modafar C. E., Douira A., Ibensouda-Koraichi S., Filali-Maltouf A., Moukhli A., Amir S. (2021). Evaluation of the nutrients cycle, humification process, and agronomic efficiency of organic wastes composting enriched with phosphate sludge. *Journal of Cleaner Production* 302: 127051.
- Harter J., Guzman-Bustamante I., Kuehfuss S., Ruser R., Well R., Spott O., Kappler A., Behrens S. (2016). Gas entrapment and microbial N₂O reduction reduce N₂O emissions from a biochar-amended sandy clay loam soil. **Scientific Reports** 6:39574.
- He X., Yin H., Han L., Cui R., Fang C., Huang G. (2019). Effects of biochar size and type on gaseous emissions during pig manure/wheat straw aerobic composting: Insights into multivariate-microscale characterization and microbial mechanism. **Bioresource Technology** 271: 375-382.
- He X., Yin H., Sun X., Han L., Huang G. (2018). Effect of different particle-size biochar on methane emissions during pig manure/wheat straw aerobic composting: Insights into pore characterization and microbial mechanisms. **Bioresource Technology** 268: 633-637.
- Hou Y., Shavandi A., Carne A., Bekhit A. A., Ng T. B., Cheung R. C. F., Bekhit A. E. din A. (2016). Marine shells: Potential opportunities for extraction of functional and health-promoting materials. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology** 46: 1047–1116.
- Ibrahim L.A., Shaghaleh H., El-kassar G.M., Abu-Hashim M., Elsadek E.A., Hamound Y.A. (2023). Aquaponics: A Sustainable Path to Food Sovereignty and Enhanced Water Use Efficiency. **Water** 15: 4310.
- Illera-Vives M., Seonane Labandeira S., Brito L.M., López-Fabal A., López-Mosquera M.E. (2015). Evaluation of compost from seaweed and fish waste as a fertilizer for horticultural use. **Sci. Hortic** 186: 101-107.
- Insam H., Bertoldi M. (2007). Microbiology of the composting process. *Compost Science and Technology* 26-45.
- Jansen M.D., Bang Jensen B., McLoughlin M.F., Rodger H.D., Taksdal T., Sindre H., Graham D.A., Lillehaug A. (2017). The epidemiology of pancreas disease in salmonid aquaculture: a summary of the current state of knowledge. **J. Fish. Dis** 40: 141-155.

- Jarvis A., Sundberg C., Milenkovski S., Pell M., Smars S., Lindgren P.E., Hallin S. (2009). Activity and composition of ammonia oxidizing bacterial communities and emission dynamics of NH_3 and N_2O in a compost reactor treating organic household waste. **J. Appl. Microbiol.** 106: 1502–1511.
- Jha V.K., Hayashi S. (2009). Modification on natural clinoptilolite zeolite for its NH_4^+ retention capacity. **J. Hazard Mater** 169: 29-35.
- Jia P., Wang X., Liu S., Hua Y., Zhou S., Jiang Z. (2023). Combined use of biochar and microbial agent can promote lignocellulose degradation and humic acid formation during sewage sludge-reed straw composting. **Bioresource Technology** 370: 128525.
- Jiang J., Wang Y., Liu J., Yang X., Ren Y., Miao H., Pan Y., Lv J., Yan G., Ding L. (2019). Exploring the mechanisms of organic matter degradation and methane emission during sewage sludge composting with added vesuvianite: insights into the prediction of microbial metabolic function and enzymatic activity. **Bioresource Technology** 286: 121397.
- Jiao M., Ren X., He Y., Wang J., Hu C., Zhang Z. (2023). Humification improvement by optimizing particle size of bulking agent and relevant mechanisms during swine manure composting. **Bioresource Technology** 367: 128191.
- Jiang T., Schuchardt F., Li G., Guo R., Zhao Y. (2011). Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. **J. Environ. Sci** 23: 1754-1760.
- Karim N.U., Lee M.F.M.A., Arshad A.M. (2015). The effectiveness of fish silage as organic fertilizer on post-harvest quality of Pak choy (*Brassica rapa* L. subsp. *Chinensis*). **Eur. Int. J. Sci. Technol** 4: 163-174.
- Kithome M., Paul J.W., Bomke, A.A. (1999). Reducing Nitrogen Losses during Simulated Composting of Poultry Manure Using Adsorbents or Chemical Amendments 201: 194–201.
- Kulikowska D., Bernat K., Zaborowska M., Zielinska M. (2022). Municipal Sewage Sludge Composting in the Two-Stage System: The Role of Different Bulking Agents and Amendments. **Energies** 15: 5014.

- Kurniawan T.A., Hassan G.K et al. (2024). Landfill mining: A step forward to reducing CH₄ emissions and enhancing CO₂ sequestration from landfill. **Journal of Hazardous Materials Advances** 24: 100512.
- Lai J.C., Then Y.L., Hwang S.S., Lee C.S. (2024). Optimal aeration management strategy for small-scale food waste composting. **Carbon Resources Conversion** 7: 100190.
- Latifah O., Ahmed O.H., Susilawati K., Majid N.M. (2015). Compost maturity and nitrogen availability by co-composting of paddy husk and chicken manure amended with clinoptilolite zeolite. **Waste Manag. Res.** 33: 322–331.
- Leite B.K.V., Orrico A.C.A., Orrico Junior M.A.P., Borquis R.R.A., Oliveira J.D., Macena I.A., Ota E.C., Vilela R.N.S., Silva T.S.C., Inoue L.A.K.A. (2025). Valorization of Fish Waste Using Biochar and Crude Glycerin as Additives in Composting. **ACS Omega** 10: 18501-18509.
- Li D., Manu M.K., Varjani S., Wong J.W.C. (2022). Mitigation of NH₃ and N₂O emissions during food waste digestate composting at C/N ratio 15 using zeolite amendment. **Bioresource Technology** 359: 127465.
- Limeneh D.Y., Tesfaye T., Ayele M., Husien N.M., Ferede E., Haile A., Mengie W., Abuhay A., Gelebo G.G., Gibril M., Kong F. (2022). A comprehensive Review on Utilization of Slaughterhouse By-product: Current Status and Prospect. **Sustainability** 14: 6469.
- Li R., Cai R., Luo X., Liu Y., Zhang L., Yu W., Yang Z. (2024). Reducing moisture content can promote the removal of pathogenic bacteria and viruses from sheep manure compost on the Qinghai- Tibet Plateau. **Journal of Environmental Chemical Engineering** 12: 113978.
- Li R., Wang Q., Zhang Z., Zhang G., Li Z., Wang L., Zheng J. (2015). Nutrient transformation during aerobic composting of pig manure with biochar prepared at different temperatures. **Environ. Technol** 36: 815-826.
- Lin C., Cheruiyot N.K., Hoang H.G., Le T.H., Tran H.T., Bui X.T. (2021). Benzophenone biodegradation and characterization of malodorous gas emissions during co-composting of food waste with sawdust and mature compost. **Environment Technology and Innovation** 21: 101351.

- Liu J., Zhu S., Liu X., Yao P., Ge T., Zhang X-H. (2020). Spatiotemporal dynamics of the archaeal community in coastal sediments: assembly process and co-occurrence relationship. **ISME J** 14:1463-1478.
- Liu N., Zhou J., Han L., Ma S., Sun X., Huang G. (2017). Role and multi-scale characterization of bamboo biochar during poultry manure aerobic composting. **Bioresource Technology** 241: 190-199.
- López-Cano I., Roig A., Cayuela M.L., Albuquerque J.A., Sánchez-Monedero M.A. (2016). Biochar improves N cycling during composting of olive mill wastes and sheep manure. **Waste Management** 49: 553-559.
- Ma R., Liu Y., Wang J., Li D., Qi C., Li G., Yuan J. (2022). Effects of oxygen levels on maturity, humification, and odor emissions during chicken manure composting. **Journal of Cleaner Production** 369: 133326.
- Maeda K., Miyatake F., Asano R., Nakajima K.I., Maeda T., Iwabuchi K. (2018). Response of the denitrifier community and its relationship with multiple N₂O emission peaks after mature compost addition into dairy manure compost with forced aeration. **Chemosphere** 206: 310–319.
- Maeda K., Toyoda S., Shimojima R., Osada T., Hanajima D., Morioka R., Yoshida N. (2010). Source of nitrous oxide emissions during the cow manure composting process as revealed by isotopomer analysis of and amoA abundance in betaproteobacterial ammonia-oxidizing bacteria. **Appl. Environ. Microbiol.** 76: 1555–1562.
- Manu M. K., Wang C., Li D., Varjani S., Xu Y., Ladumor N., Lui M., Zhou J., Wong J. W. C. (2021). Biodegradation kinetics of ammonium enriched food waste digestate compost with biochar amendment. **Bioresource Technology** 341: 125871.
- Mao H., Lv Z., Sun H., Li R., Zhai B., Wang Z., Awasthi M.K., Wang Q., Zhou L. (2018). Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emissions and bacterial community in pig manure compost. **Bioresource Technology** 258: 195-202.
- Martínez-Alvarez O., Chamorro S., Brenes A. (2015). Protein hydrolysates from animal processing by-products as a source of bioactive molecules with interest in animal feeding: A review. **Food Research International** 73: 204-212.

- Meng X., Liu B., Xi C., Luo X., Yuan X., Wang X., Zhu W., Wang H., Cui Z. (2018). Effect of pig manure on the chemical composition and microbial diversity during composting with spent mushroom substrate and rice husks. **Bioresource Technology** 251: 22-30.
- Ngarava S., Zhou L., Nyambo P., Chari M. M., Bhungeni O. (2023). Aquaculture production, GHG emission and economic growth in Sub-Sahara Africa. **Environmental Challenges** 12: 100737.
- Nguyen TB., Shima K. (2019). Composting of Sewage Sludge with a Simple Aeration Method and its Utilization as a Soil Fertilizer. **Environmental Management** 63: 455-465.
- Nguyen TP., Koyama M., Nakasaki K. (2023). Effect of oxygen deficiency on organic matter decomposition during the early stage of composting. **Waste Management** 160: 43-50.
- Nguyen TP., Koyama M., Nakasaki K. (2022). Effects of oxygen supply rate on organic matter decomposition and microbial communities during composting in a controlled lab-scale composting system. **Waste Management** 153: 275-282.
- Ojewole A.E., Ndimele P.E., Oladele A.H., Saba A.O., Oladipupo I.O., Ojewole C.O., Ositimehin K.M., Oluwasanmi A.S., Kalejaye O.S. (2024). Aquaculture wastewater management in Nigeria's fisheries industry for sustainable aquaculture practices. **Scientific African** 25: 02283.
- Onwosi C.O., Igbokwe V.C., Odimba J.N., Eke I.E., Nwankwoala M.O., Iroh I.N., Ezeogu L.I. (2017). Composting Technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management** 190: 140-157.
- Pekov I.V., Grigorieva A.A., Turchkova A.G., Lovskaya E.V. (2008). Troca iônica natural em minerais microporosos: diferentes aspectos e implicações. **Minerals as Advanced Materials** 1. 7–15.
- Raul C., Pattanaik S.S., Prakash S., Sreedharan K., Vidya., Bharti S. (2020). Greenhouse Gas Emissions from Aquaculture Systems. **World Aquaculture** 57: 57-61.

Razzaghi F., Obour P.B., Arthur E. (2020). Does biochar improve soil water retention? A systematic review and meta-analysis. **Geoderma** 361: 114055.

Ros M., Klammer S., Knapp B., Aichberger K., Insam H. (2006). Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. **Soil Use and Management** 22: 209-218.

S´anchez A., Artola A., Font X., Gea T., Barrena R., Gabriel D., S´anchez- Monedero M.´A., Roig A., Cayuela M.L., Mondini C. (2015). Greenhouse gas emissions from organic waste composting. **Environ. Chem. Lett.** 13: 223–238.

Shanthi G., Premalatha M., Anantharaman N. (2021). Potential utilization of fish waste for the sustainable production of microalgae rich in renewable protein and phycocyanin-Arthrospira platensis/Spirulina. **Journal of Cleaner Production** 294: 126106.

Sheebakumari K. P., Gomathy A. R., Vidyadharan S. E., Radhika V. V., Pillai P. K. (2025). Harnessing coconut shell waste: Innovative utilization of activated carbon for effective quantification and decontamination of dioxins in fish oil. **Food Chemistry** 484: 144380.

Shi M., Zhao Y., Zhu L., Song X., Tang Y., Qi H., Cao H., Wei Z. (2020). Denitrification during composting: biochemistry, implication and perspective. **Int. Biodeterior. Biodegrad.** 153: 105043.

Song B., Manu M.K., Li D., Wang C., Varjani S., Ladumor N., Michael L., Xu Y., Wong J.W.C. (2021). Food waste digestate composting: Feedstock optimization with sawdust and mature compost. **Bioresource Technology** 341: 125759.

Soudejani H.T., Kazemian H., Inglezakis V.J., Zorpas A.A. (2019). Application of zeolites in organic waste composting: A review. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology** 22: 101396.

Steiner C., Das K., Melear N., Lakly D. (2010). Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. **J. Environ. Qual** 39: 1236-1242.

Tran H.T., Lin C., Hoang H.G., Nguyen M.T., Kaewlaoyoong A., Cheruiyot N.K., Bui X.T., Vu C.T. (2020). Biodegradation of dioxin-contaminated soil via composting:

identification and phylogenetic relationship of bacterial communities. **Environmental Technology and Innovation** 19: 101023.

Tubiello F.N., Karl, K et al. (2022). Pre- and post-production processes increasingly dominate greenhouse gas emissions from agri-food systems. **Earth System Science Data** 14: 1795-1809.

Turan N.G., Ergun O.N. (2008). Improving the quality of municipal solid waste compost by using expanded perlite and natural zeolite. **Clean. -Soil, Air, Water** 36: 330-334.

Tvete I.F., Aldrin M., Jensen B.B. Towards better survival: Modeling drivers for daily mortality in Norwegian Atlantic salmon farming. **Preventive Veterinary Medicine** 210: 105798.

Venugopal V., Sasidharan A. (2021). Seafood industry effluents: Environmental hazards, treatment and resource recovery. **Journal of Environmental Chemical Engineering** 9: 104758.

Vilela R. N. S., Orrico A. C. A., Orrico Junior M. A. P., Borquis R. R. A., Tomazi M., Oliveira J. D., Ávila, M. R., Santos F. T., Leite B. K. V. Effects of aeration and season on the composting of slaughterhouse waste. **Environmental Technology & Innovation** 27: 102505.

Wang B., Zhang P., Guo X., Bao X., Tian J., Li G., Zhang J. (2024). Contribution of zeolite to nitrogen retention in chicken manure and straw compost: Reduxction of NH_3 and N_2O emissions and increase of nitrate. **Bioresource Technology** 391: 129981.

Wang J., Shi L., Zhai L., Zhang H., Wang S., Zou J., Shen Z., Lian C., Chen Y. (2021). Analysis of the long-term effectiveness of biochar immobilization remediation on heavy metal contaminated soil and the potential environmental factors weakening the remediation effect: a review. **Ecotoxicol. Environ. Saf** 207: 111261.

Wang M., Awasthi M.K., Wang Q., Chen H., Ren X., Zhao J., Li R., Zhang Z. (2017). Comparison of additives amendment for mitigation of greenhouse gases and ammonia emission during sewage sludge co-composting based on correlation analysis. **Bioresource Technology** 243: 520-527.

Wang Q., Awasthi M.K., Ren X., Zhao J., Li R., Wang Z., Wang M., Chen H., Zhang Z. (2018). Combining biochar, zeolite and wood vinegar for composting of pig manure:

the effect on greenhouse gas emission and nitrogen conservation. **Waste Management** 74: 221-230.

Wang S., Zeng Y. (2018). Ammonia emission mitigation in food waste composting: a review. **Bioresource Technology** 248: 13-19.

Wang X., Wan J., Jiang G., Yang T., Banerjee S., Wei Z., Mei X., Friman VP., Xu Y., Shen Q. (2021). Compositional and functional succession of bacterial and fungal communities is associated with changes in abiotic properties during pig manure composting. **Waste Management** 131: 350-358.

Wu C., Li W., Wang K., Li Y. (2015). Usage of pumice as bulking agent in sewage sludge composting. **Bioresource Technology** 190: 516-521.

Wu S., He H., Inthapanya X., Yang C., Lu L., Zeng G., Han Z. (2017). Role of biochar on composting of organic wastes and remediation of contaminated soils- A review. **Environ Sci Pollut Res** 24: 16560-16577.

Xiao R., Awasthi M.K., Li R., Park J., Pensky S.M., Wang Q., Wang J.J., Zhang Z. (2017). Recent developments in biochar utilization as an additive in organic solid waste composting: A review. **Bioresource Technology** 246: 203-213.

Xing X., Zhao H., Zhou L., Wang Y., Chen H., Gao Y., Wang Y., Zhu Y. (2022). Pyrolysis kinetics, thermodynamics of PTA sludge and product characterization of cyclic in-situ catalytic pyrolysis by using recycled char as a catalyst. **Energy** 251: 123821.

Xu P., Xu S., Wei Y., Liu Y., Hang S., Wang Y., Zhang L., Li J. (2025). The impacts of aeration modes and rates on nitrogen conversion and bacterial community composition in a 90-m³ silo composting reactor. **Environmental Technology & Innovation** 39: 104265.

Yang F., Li G., Shi H., Wang Y. (2015). Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Waste Management** 36: 70-76.

Yang Y., Awasthi M.K., Bao H., Bie J., Lei S., Lv J. (2020). Exploring the microbial mechanisms of organic matter transformation during pig manure composting amendment with bean dregs and biochar. **Bioresource Technology** 313: 123647.

- Yan Z., Song Z., Li D., Yuan Y., Liu X., Zheng T. (2015). The effects of initial substrate concentration, C/N ratio, and temperature on solid-state anaerobic digestion from composting rice straw. **Bioresource Technology** 177: 266-273.
- Yasmin N., Jamuda M., Panda A. K., Samal K., Nayak J. K. (2022). Emission of greenhouse gases (GHG) during composting and vermicomposting: Measurement, mitigation, and perspectives. **Energy Nexus** 7: 100092.
- Yin Y., Yang C., Li M., Zheng Y., Ge C., Gu J., Li H., Duan M., Wang X., Chen R. (2021). Research progress and prospects for using biochar to mitigate greenhouse gas emission during composting: A review. **Science of the Total Environment** 798: 149294.
- Yu J., Gu J., Wang X., Lei L., Guo H., Song Z., Sun W. (2023). Exploring the mechanism associated with methane emissions during composting: Inoculation with lignocellulose-degrading microorganisms. **Journal of Environmental Management** 325: 116421.
- Yuan J., Zhang D., Li Y., Chadwick D., Li G., Li Y., Du L. (2017). Effects of adding bulking agents on biostabilization and drying of municipal solid waste. **Waste Management** 62: 52-60.
- Zhai S., Wang K., Yu F., Gao Z., Yang X., Cao X., Shaghaleh H., Hamoud Y.A. (2025). Effects of *Trichoderma harzianum* combined with *Phanerochaete chrysosporium* on lignin degradation and humification during chicken manure and rice husk composting. **Frontiers in Microbiology** 16: 1515931.
- Zhang H., Li G., Gu J., Wang G., Li Y., Zhang D. (2016). Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH_3 emissions during aerobic composting of kitchen waste. **Waste Management** 58: 369-375.
- Zhang L., Sun X. (2016). Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste Management** 48: 115-126.
- Zhang S., Chen Z., Wen Q., Yang L., Wang W., Zheng J. (2016). Effectiveness of bulking agents for co-composting penicillin mycelial dreg (PMD) and sewage sludge in pilot-scale system. **Environ Sci Pollut Res** 23: 1362-1370.

Zhou HB., Chen TB., Gao D., Zheng GD., Chen J., Pan TH., Liu HT., Gu RY. (2014). Simulation of water removal process and optimization of aeration strategy in sewage sludge composting. **Bioresource Technology** 171: 452-460.

CAPÍTULO II - Greenhouse Gas emissions and Nutrient Recovery from Fish Waste under Composting and Burial Pathways

Artigo apresentado nas normas da revista Biomass

*Juliana Dias de Oliveira^a, Ana Carolina Amorim Orrico^a, Luís Antonio Kioshi Aoki Inoue^c,
Michely Tomazi^c, Tarcila Souza de Castro Silva^c, Érika do Carmo Ota^{*a}, Cláudio Theodoro
de Carvalho^b, Ranielle Nogueira da Silva Vilela^a, and Marco Antonio Previdelli Orrico Juni-
or^a*

^aDepartment of Animal Science, College of Agricultural Sciences, Federal University of Grande Dourados, PO Box 364, Dourados, MS 79.804-970, Brazil; erikaota@ufgd.edu.br

(*Corresponding author)

^bDepartment of Chemistry, Federal University of Grande Dourados PO Box 364, Dourados, MS 79.804-970, Brazil.

^c Brazilian Agricultural Research Corporation (Embrapa Agropecuária Oeste), Dourados, MS 79.804-970, Brazil.

Abstract: The rapid expansion of the fish industry has intensified the generation of organic residues, and inadequate disposal can exacerbate greenhouse gas (GHG) emissions and environmental risks. This study compared four strategies for fish waste disposal: association with a bulking agent only (Bulk), association with a bulking agent supplemented with 10% biochar (BulkBioch), burial in soil combined with a bulking agent (BulkS), and direct burial in soil without a bulking agent (S). Emissions of methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O), and carbon dioxide (CO₂) were monitored for 135 days using static chambers. Generalized additive models

assessed daily dynamics, and cumulative emissions were estimated. Composting treatments (Bulk and BulkBioch) released more CO₂, indicating enhanced microbial degradation, while burial treatments (BulkS and S) developed earlier anaerobic conditions with reduced decomposition efficiency. Bulk produced the highest cumulative CH₄ and CO₂ emissions, whereas N₂O fluxes were greater in burial methods, reaching 2.18 g N₂O kg⁻¹ TS in S. Biochar addition mitigated CH₄ and N₂O by 15% and 10%, respectively, and promoted earlier stabilization of CH₄ emissions. The use of bulking agents in burial limited CH₄ buildup and improved nutrient retention. Overall, combining bulking agents and biochar reduced GHG emissions while enhancing nutrient conservation.

KEYWORDS: circular economy, waste valorization, climate change mitigation

INTRODUCTION

The fish industry is projected to reach 194 million tons of production by 2026 (Ganjeh et al., 2023), which will generate vast amount of waste, particularly during filleting, a stage that accounts for an average of 70% of the carcass (Limeneh et al., 2022). Fishmeal production is one of the most profitable and common valorization strategies for these by-products; however, constraints such as the need to discard lots condemned for sanitary reasons and the limited storage capacity within processing facilities often undermine this option (Sarkar et al., 2023). Therefore, alternative technologies are required to ensure proper disposal, aiming to minimize pathogen dissemination and mitigate air, soil, and water pollution.

Composting emerges as an efficient, low-cost, and simple management that eliminates pathogens due to the high temperatures reached (Vilela et al., 2022; Peng et al., 2023), in addition to generating a nutrient-rich organic fertilizer (Mahapatra et al., 2022). In contrast, burial remains a common practice in aquaculture units due to its simplicity and low operational

cost, but it poses risks of pathogen dissemination and groundwater contamination (Chowdhury et al., 2019). Both disposal methods contribute to greenhouse gas (GHG) emissions, resulting in significant carbon losses as CO₂ and CH₄ (Ansari et al., 2023), as well as nitrogen losses as N₂O (Xie et al., 2023).

The use of additives has shown potential to mitigate GHG emissions and improve degradation conditions. Bulking agents such as sawdust enhance aeration, adjust the C:N ratio, and supply lignin for humic compound formation (Kulikowska et al., 2022). Biochar, in turn, is recognized for its ability to adsorb gases such as CO₂ and NH₃ and to reduce the formation of anaerobic pockets (Awasthi et al., 2020). Experimental evidence supports these benefits: (He et al., 2019) reported that granular biochar increased porosity by 4.02% and decreased CH₄ emissions by 22.15% in pig manure composting with wheat straw, while (Liu et al., 2017) found that the addition of 10% rice straw biochar reduced cumulative N₂O emissions by 55% during the initial stage of agricultural waste composting.

Excessive gaseous losses also impair the agronomic quality of the final compost. High nitrogen losses reduce the availability of this key macronutrient (Leite et al., 2025), while reduced phosphatase activity can diminish phosphorus concentrations (Duan et al., 2022). Furthermore, recent studies indicate that potassium and other nutrients may also be affected under poorly managed composting conditions, reducing the fertilizing potential of the final product (Aranganathan et al., 2020; N. Wang et al., 2024).

In this context, the present study was designed to assess the main fish waste disposal practices adopted by aquaculture facilities, focusing on strategies that minimize GHG emissions and enhance compost quality. The experimental hypotheses were: (i) the addition of 10% biochar reduces GHG emissions during fish waste composting; (ii) the inclusion of sawdust as bulking agent, combined with soil covering in burial systems, lowers emissions during degradation; and (iii) the use of biochar and bulking agents modifies the temperature and pH dynamics during

composting. The main objective was to quantify GHG emissions from fish waste managed under composting (with or without biochar) and burial (with or without bulking agents) dispositions.

MATERIAL AND METHODS

EXPERIMENTAL SITE AND WASTE CHARACTERIZATION

The experiment was conducted in a greenhouse at the experimental area of Embrapa Western Agriculture, located in Dourados, Brazil (22°16'30" S, 54°49'00" W, at an altitude of 408 m). The region's climate, as classified by the Köppen system, is Cwa – a Humid mesothermal climate, characterized by hot summers and dry winters, with an annual precipitation of 1,500 mm and an average annual air temperature of 22 °C.

Fish waste was collected fresh, at time of filleting, from a commercial processing unit in Itaporã, MS, and composed of heads, scales, carcasses, and whole fish. The bulking agent (sawdust) was obtained from a local sawmill located near Dourados and soil was collected at the experimental site. Biochar was produced from bamboo biomass. The composition of the raw materials is presented in Table 1.

Table 1. Chemical composition of raw materials used in the composting and burial of fish waste

Raw materials				
	Fish waste	Sawdust	Biochar	Soil
pH	6.20	4.46	8.24	6.08
TS (%)	27.81	81.54	82.37	89.00
VS (% TS)	80.60	98.55	89.58	13.02
C (% TS)	48.35	46.47	49.93	9.22
N (% TS)	5.39	0.14	0.63	0.14
C:N	8.97	331.9	79.25	65.85
EE (% TS)	38.80	0.56	-	-
NDF (% TS)	-	88.89	71.29	-

ADF (% TS)	-	73.12	64.06	-
Cellulose (% TS)	-	30.65	21.64	-
Hemicellulose (% TS)	-	12.92	15.08	-
Lignin (% TS)	-	42.82	40.88	-

TS, total solids; VS, volatile solids; NDF, neutral detergent fiber; ADF, acid detergent fiber; pH, hydrogen ion concentration; EE, ethereal extract.

Fish waste was placed in four masonry cells, each with an area of approximately 1m² and an estimated capacity of 300 kg of fresh material. The fish waste was added to the cell in alternating layers, as follows: (i) bulking agent and fish waste (Bulk); (ii) bulking agent and fish waste with 10% de biochar on a fish waste mass basis (BulkBioch); (iii) bulking agent and fish waste buried (BulkS), and (iv) fish waste buried (S) (Figure 1).

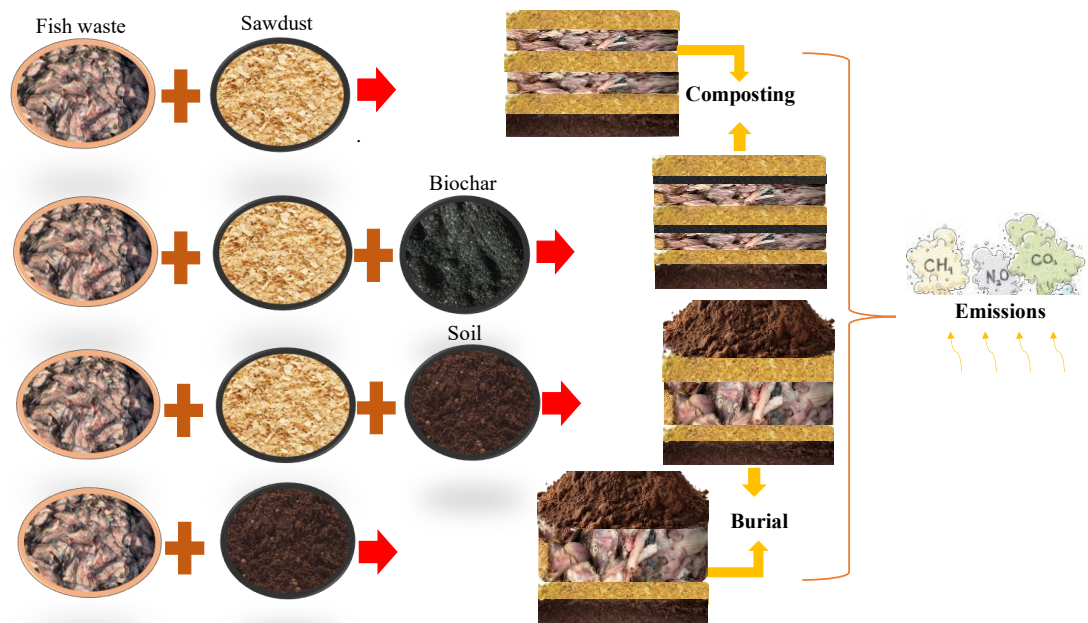


Figure 1. Schematic representation from composting fish waste with and without biochar and burial fish waste with and without sawdust for covering

For composting piles, materials were layered alternately within the cells, starting with sawdust at the base and finishing with sawdust at the top (Figure 1). The bulking agent:fish

waste ratio was 1:2.5 (mass:mass) and the biochar was placed over the fish waste layer and distributed uniformly. Under the burial condition, the base soil was lined with a layer of bulking agent, followed by an additional soil layer, and approximately 150 kg of fish waste was added. For covering, one cell received a bulking agent followed by soil (BulkS), whereas the other was covered with soil only (S) (Figure 1).

In composting, forced aeration was applied during the first six weeks using an air blower at a continuous flow of $0.6 \text{ L kg}^{-1} \text{ VS min}^{-1}$, as recommended by (Rasapoor et al., 2009). Furthermore, three turnings were conducted at 50, 70, and 90 days of composting. The material was removed from the composting cell and placed on a plastic canvas for homogenization, sample collection, and moisture content adjustment. No management was applied to the burial treatment to avoid interfering with the process. During the burial period, simulated rainfall totaled 301.3 mm, following the pluviometric precipitation recorded at the experimental site during the trial.

Both composting and burial process took 135 days, during which temperature was monitored continuously using dataloggers. Temperature readings were taken from the base, center and top of the cells to calculate the average temperature. The levels of total solids (TS), volatile solids (VS), and pH were determined in the samples collected from initial material and at 135 days of composting. The TS and VS content was measured using the methodology outlined in (APHA, 2012), while the pH was determined using the method described in (MAPA, 2017). To assess the quality of the compost, the levels of macrominerals (N, P, and K) were determined using an Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometer (ICP-OES), PerkinElmer, Optima 8300 model (Dual View). C and N concentrations were determined using a VARIO MACRO model Elemental Analyzer (Orrico et al., 2020). The ether extract contents were determined using the Randall method (INCT-CA G-005/1) as outlined in (Detmann, E.; Souza, M. A.; Valadares Filho, S. C.; Queiroz, A. C.; Berchielli, T. T.; Saliba, E. O. S.; Cabral, L. S.;

Pina, D. S.; Ladeira, M. M. ; Azevedo, 2012). NDF, ADF, cellulose, hemicellulose, and lignin analyses were performed as previously described (Van Soest et al., 1991).

QUANTIFICATION OF CH₄, N₂O, AND CO₂ AND CONCENTRATION

Fluxes of CH₄, N₂O, and CO₂ were quantified using the closed static-chamber technique. The chamber was an opaque rectangular enclosure (73.2 L). Emissions were monitored during 135 days at variable intervals of 2-7 days, totaling 45 deployments per windrows and 37 deployments for the burial treatments. For each deployment, the chamber was seated on the sampling interface of the cell, the headspace air was mixed with an internal fan for 30 s, and headspace temperature was recorded with digital thermometer attached to each chamber. Gas samples were withdrawn with 20 mL syringes at 3, 6, 9, and 12 min after closure (four samples per deployment). Sampling started at 8:00 local time to approximate daily average soil N₂O e CH₄ emissions (Alves et al., 2012).

Samples were analyzed by gas chromatography equipped with Porapak Q/N columns and dual detectors (electron-capture, ECD; and flame-ionization detector, FID) with automatic injections. Before each run, certified standards with known concentrations were injected to construct calibration curves used to convert peak areas to gas concentrations in samples.

Gas concentrations were temperature-corrected to the headspace temperature measured at the time of sampling. Chamber fluxes were computed from the linear rate of change in headspace concentration over time following (Barton et al., 2013):

$$F = \delta C / \delta t \times 60 \times (V/A) \times M/V_m,$$

where, F represents the gas flux (mg m⁻² h⁻¹); $\delta C / \delta t$ is the temporal change in gas concentration within the chamber during the closure interval (ppm min⁻¹), V is chamber volume (m³), A is the covered surface area, M is the molecular weight of the CH₄ (16 g mol⁻¹), CO₂ (44 g mol⁻¹), N₂O (44 g mol⁻¹); V_m is the molar volume corrected to sampling conditions:

$$V_m = 0.02241 \times ((273,15 + T) / 273.15) \times p_0/p_1,$$

with V_m in $\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$ ($0.02241 \text{ m}^3 \text{mol}^{-1} = 22.41 \text{ L mol}^{-1}$), T the chamber headspace temperature ($^{\circ}\text{C}$), p_0 standard atmospheric pressure at sea level, and p_l the site atmospheric pressure, estimated from the barometric equation site altitude.

Cumulative emissions were estimated using the trapezoidal integration method, which assumes a linear variation between two consecutive sampling points. For each gas (CH_4 , N_2O , and CO_2), the daily flux values (expressed per unit area or per unit mass of dry waste) were interpolated using the average of two successive measurements multiplied by the time interval between them (IPCC, 2006).

THERMAL (TGA–DSC) ANALYSIS

Samples for thermal analysis were collected on day 135 during composting and burial process. Thermal analyses (TGA-DSC) were performed on a Netzsch STA449 F3 Jupiter® thermogravimetric analyzer using approximately 5.0 mg subsamples and α -alumina crucibles. The purge gas flow rate (air) was set to 50 mL min^{-1} , and heating rate was conducted at $20 \text{ }^{\circ}\text{C min}^{-1}$ over a temperature range of 30 to $1000 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Moreira et al., 2025).

STATISTICAL ANALYSIS

Statistical modeling of daily and cumulative gas emission trends for each gas and fish waste treatment was done following three steps: (i) calculation of daily gas emissions on a per dry manure basis ($\text{g d}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ dry fish waste) from emission 12-min dataset; (ii) estimation of mean daily fluxes using generalized additive models (Hastie and Tibshirani, 1999) fitted to the daily time series data, with thin plate regression splines as the default smoothing function in the “gam” function of the “mgcv” package in R (Wood, 2006); and (iii) To propagate uncertainties in daily emissions, Monte Carlo methods were used to sample 10,000 vectors of parameter values from the variance–covariance matrix of parameter estimates (Wood, 2006), simulating

10,000 daily emission curves consistent with our data. From these curves, we computed the mean and 95% confidence intervals of daily gas emissions. This approach follows the methodology applied by (Bai et al., 2020), allowing for a flexible representation of the non-linear variation of emissions over time and among treatments.

An exploratory correlation analysis was conducted to investigate potential associations between the final nutrient concentrations in the compost (N, P, and K), and the thermal behavior of the piles during composting. For each treatment, the final values of N, P, K, were extracted from the last sampling point. Correlation coefficients were estimated using both Pearson's (linear correlation) and Spearman's (rank-based correlation) methods provided in the Supplementary Material (Tables S1-S2). Given the experimental design, which comprised four treatments without replication, the analysis was restricted to descriptive and exploratory purposes. Accordingly, no statistical inference was applied, and the results are presented as trends that may indicate possible relationships between nutrient retention, organic matter degradation, and process temperature dynamics.

To further integrate daily gas emissions and temperature dynamics, a Principal Component Analysis (PCA) was performed on the daily dataset (CH_4 , N_2O , CO_2 , and temperature), enabling the visualization of multivariate trajectories for each treatment. Treatments were projected as temporal trajectories, and k-means clustering was applied to daily points, identifying three clusters corresponding to early, thermophilic, and late composting phases. This exploratory ordination provided insights into treatment-level differences in phase progression and GHG emission–temperature coupling. Detailed loading values and correlation matrices used for PCA are provided in the Supplementary Material (Table S3).

RESULTS AND DISCUSSION

TEMPERATURE AND PH DYNAMICS

Composting cell temperatures (Figure 2 and Figure S1) remained within the thermophilic range (above 45 °C) under both conditions (with and without biochar) for most of the process. The cell without biochar addition stayed in this phase for 87 days, with an average thermophilic temperature of 53 °C. In contrast, the cell amended with 10% biochar remained above 45 °C for 105 days, with a mean temperature of 54.1 °C. The peak temperature of both cells was reached at day 100, corresponding to 64.3 °C in the control and 69.6 °C in the treatment with 10% biochar. In the buried waste, temperatures remained below 45 °C throughout the process in both cover conditions. The maximum temperatures in the buried residues occurred at days 102 and 121, reaching 40.8 °C in the residues covered only with soil and 48.0 °C in those covered with sawdust plus soil, respectively.

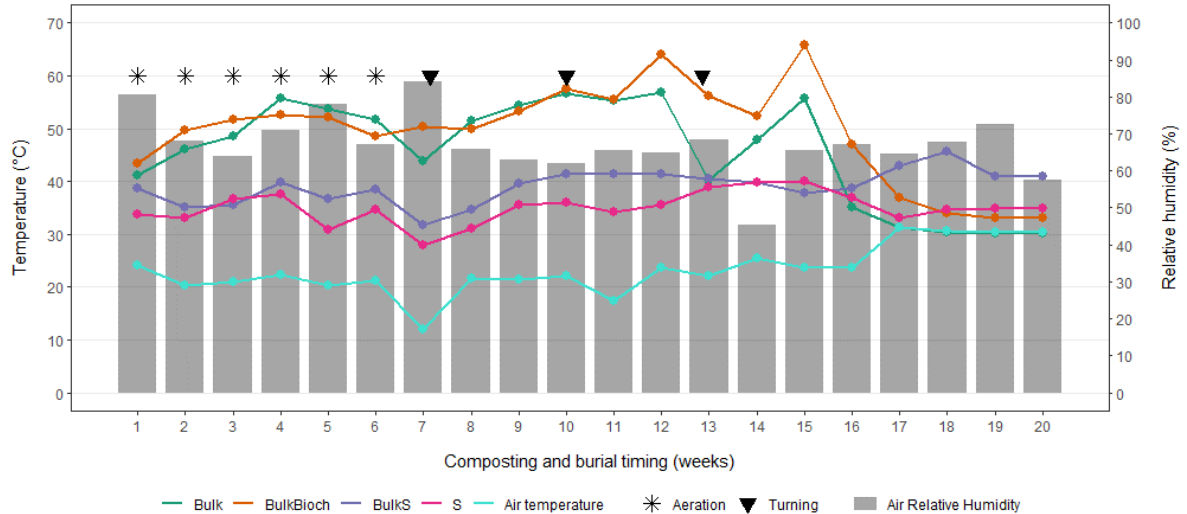


Figure 2. Average weekly temperature in each treatment, average ambient air temperature, and relative air humidity, during fish waste treatments. Star-like marker (*; Aeration) denote forced aeration events; downward-triangle marker (▼; Turning) denote windrow t

The persistence of thermophilic temperatures during composting was likely associated with management practices such as forced aeration, pile turning, and moisture adjustment. These practices are essential to establish favorable conditions for microbial activity, ensuring sufficient oxygen supply, reduced compaction, and availability of organic substrates (Vilela et al., 2022). In addition to management strategies, environmental conditions such as high ambient temperature and relative humidity also contributed to maintaining elevated composting temperatures. The inclusion of 10% biochar likely enhanced metabolic heat generation within the composting mass, as biochar can store heat within its porous structure, thereby intensifying organic matter decomposition (Ansari et al., 2023).

The observed temperature peaks reflected oxidation reactions of organic matter driven by aerobic microorganisms, which not only utilized heat to break down potentially harmful compounds into less toxic molecules, but also generated heat as a natural by-product of the exothermic reactions, releasing simpler end-products such as CO₂ and H₂O (Czekala et al., 2016; Silva Minini Baiense et al., 2021).

In contrast, the burial method, where residues were arranged in a single layer, likely caused significant compaction that slowed degradation. Soil coverage further reinforced this compaction, particularly during water addition events (Nelson et al., 2022). Moreover, the absence of management interventions under this method contributed to the observed temperature profile. Similar results were reported by (Ki et al., 2018) when whole swine carcasses were buried in soil. The use of sawdust as an additional cover material for fish residues increased the temperature, likely by enhancing oxygen penetration and circulation within the buried mass, thereby favoring microbial development.

All pH values recorded throughout the experiment remained within the range considered optimal for microbial degradation processes. The pH exhibited a similar overall trend in both composting and burial treatments, with an initial decrease followed by a gradual increase

toward neutrality or slight alkalinity. In composting, initial values ranged from 5.33 to 6.30 and increased to 7.23 and 8.35 in the treatments without and with biochar, respectively. In burial, values varied within a narrower range, from 6.15–7.0 initially to 6.35–6.82 at the end of the process, remaining close to neutrality. This trend reflects the typical dynamics of organic matter decomposition. The initial acidification is mainly associated with the accumulation of CO₂ and volatile fatty acids during the rapid decomposition of easily degradable substrates (Liu et al., 2017). As degradation progresses, these acids are consumed and ammonium is formed, leading to a gradual increase in pH.

Although biochar addition resulted in a slightly higher final pH compared to the control (8.35 vs. 7.23), the magnitude of this increase was less pronounced than reported in previous studies. For instance, (Chaher et al., 2020) observed a final pH of 9.12 when 20% wood biochar was added to food waste composting. (Ebrahimi et al., 2024) emphasized the alkalinizing effect of biochar due to its high content of basic cations (K⁺, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺) and carbonate species. The smaller increase observed here may be attributed to the specific experimental conditions, including the type of waste, biochar proportion, and moisture management, which likely moderated the buffering capacity of biochar.

DAILY CH₄, N₂O, AND CO₂ EMISSION

In the static windrows, the highest CH₄ emission was recorded on day 24 in the treatment with biochar (BulkBioch; 98.38 mg m⁻² h⁻¹) and on day 58 in the treatment without biochar (Bulk; 129.98 mg m⁻² h⁻¹) (Figure 3). In the burial treatments, the greatest CH₄ emissions occurred during the first weeks, with a peak of 32.5 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ when residues were covered exclusively with soil (S), and values below 27 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ in the treatment covered with sawdust (BulkS), stabilizing at around 5 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ after 72 days (Figure 3).

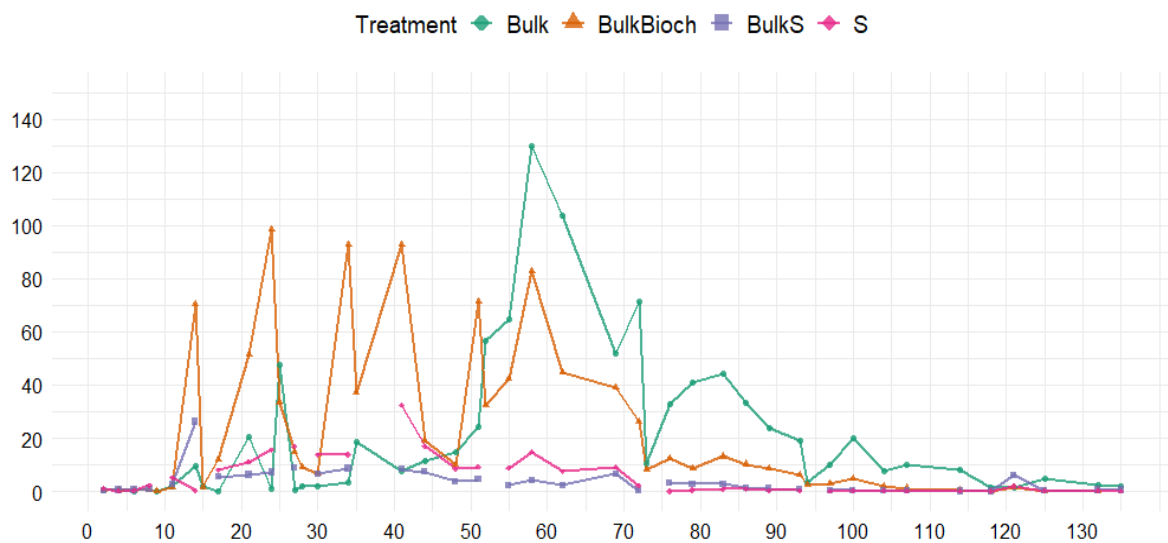


Figure 3. Daily methane emission during composting (Bulk and BulkBioch) and burial (BulkS and S) treatments of fish waste

Overall, CH₄ emissions in all treatments decreased over the course of the study, a typical pattern associated with the intensity of aerobic decomposition (Figure 3). The period of more intense methane release usually coincides with the anaerobic phase of the process. In static windrows, residues tend to compact, hindering oxygen penetration, favoring the development of methanogenic microbial communities, and consequently leading to higher CH₄ emissions (Bai et al., 2020). Some factors, such as the inclusion of biochar, aeration, and pile turning, help maintain aerobic conditions and mitigate GHG emissions, including CH₄ (Zhu-Barker et al., 2017; Pérez et al., 2023; N. Wang et al., 2024). The addition of biochar to composting can increase oxygen concentration and control methanogenic activity, reducing GHG emissions by 27–32% (Chowdhury et al., 2014; Peng et al., 2019; Liu et al., 2022).

In this study, biochar promoted an increase in CH₄ emissions during the first 50 days of composting (Figure 3). This behavior may be associated with the method of additive incorporation, which consisted of applying biochar in layers over each stratum of fish residue. Such an arrangement may have favored the formation of anaerobic microsites, particularly after

water was added for moisture adjustment. Under these conditions, the occupation of biochar pores by water may have reduced its aeration-promoting function, creating a physical barrier just above the residue layer and impeding oxygen transfer. Similar results were reported by (Lin et al., 2022), who observed a significant increase in initial CH₄ emissions with the addition of 5% biochar. The authors attributed this effect to the higher availability of organic matter, providing a rich substrate for CH₄ production. Likewise, in our study, the composted fish residue also exhibited high organic matter availability (Table 1), which may have further contributed to the elevated CH₄ emissions observed during the initial phase. After pile turning, biochar was homogenized with the other components (fish residues and sawdust), eliminating the layered arrangement and allowing its beneficial effects to prevail.

Covering residues exclusively with soil resulted in lower CH₄ emissions (Figure 3), possibly due to chemical and thermal conditions that suppress methanogenesis. It is important to highlight that the static chamber method quantifies surface fluxes, rather than the gross internal production of CH₄. Therefore, lower fluxes in the burial treatments, particularly when residues were covered only with soil, do not necessarily imply lower methanogenesis. Instead, they may reflect restricted gas diffusion through the soil layer, combined with the potential oxidation of CH₄ in oxygenated microsites (Dos Santos Moreira et al., 2020). According to these authors, physical characteristics such as density, moisture, and structure strongly influence permeability and gas exchange, possibly restricting methane migration to the surface. Thus, the lower emissions observed here should be interpreted with caution.

Regarding N₂O, composting (Bulk and BulkBioch) showed more irregular emissions and sharper peaks compared to the burial treatments (Figure 4). In the static windrows, the initial peaks occurred at day 14, with values of 55.80 mg m⁻² h⁻¹ for Bulk and 15.12 mg m⁻² h⁻¹ for BulkBioch, while during the same period emissions were 9.02 mg m⁻² h⁻¹ for S and 10.13 mg m⁻² h⁻¹ for BulkS (Figure 5). All residue management strategies exhibited a similar pattern of

delayed N_2O emission. The highest N_2O peaks occurred near the end of the process, reaching 82.32 and 68.06 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ at days 125 and 132 for the sawdust-plus-soil and soil-only covers, respectively, and corresponding to 135.68 and 165.65 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ at day 125 in the Bulk and BulkBioch treatments, respectively (Figure 4).

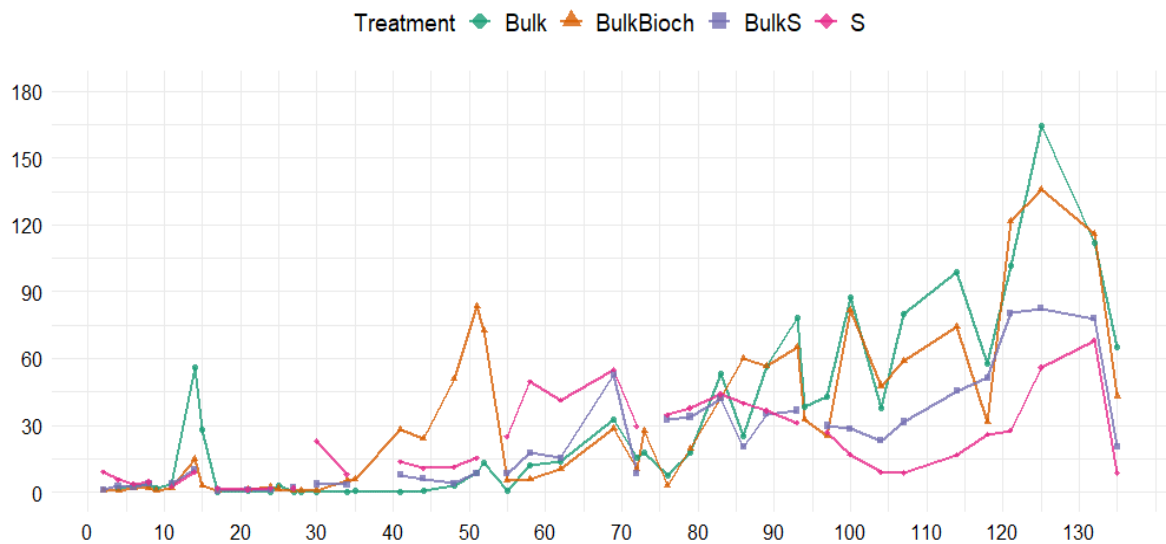


Figure 4. Daily nitrous oxide emission during composting (Bulk and BulkBioch) and burial (BulkS and S) treatments of fish waste

The delayed N_2O emission is consistent with the findings (N. Wang et al., 2022), who reported more pronounced emissions during the final stage of rice straw composting. Similarly, (Wang et al., 2017) observed that N_2O was rarely released during the initial stage of swine manure composting, attributing this to the effects of elevated temperature, pH, and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentrations, which suppress the activity of the microbial community associated with nitrification. In the present study, although thermophilic temperatures were maintained during most of the process, the temperature decline after day 100 (Figure 2) coincided with the increase in N_2O emissions. On the other hand, there are reports of more pronounced N_2O release during the early composting stage, attributed to the autotrophic oxidation of NH_4^+ to NO_2^- , an

intermediate step in N_2O production (Sun et al., 2014; Agyarko-Mintah et al., 2017; Cao et al., 2019). Conversely, (Sánchez-García et al., 2014) and (Zwieten et al., 2019) reported that thermophilic temperatures may inhibit nitrification, thereby limiting N_2O production through both microbial pathways (nitrification and denitrification).

The daily CO_2 emissions exhibited contrasting behaviors between composting (Bulk and BulkBioch) and burial (BulkS and S) of fish residues. In the composting treatments, multiple peaks were observed throughout the process, with the most pronounced increases occurring after pile turnings (Figure 5). Both treatments reached their maximum at day 52, with values of 338,911.0 and 256,337.7 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ for BulkBioch and Bulk, respectively (Figure 5). In the burial treatments, the highest emissions occurred on day 2 (175,613.7 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in S and 123,844.0 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in BulkS), followed by a sharp decline and lower-amplitude fluctuations (Figure 5).

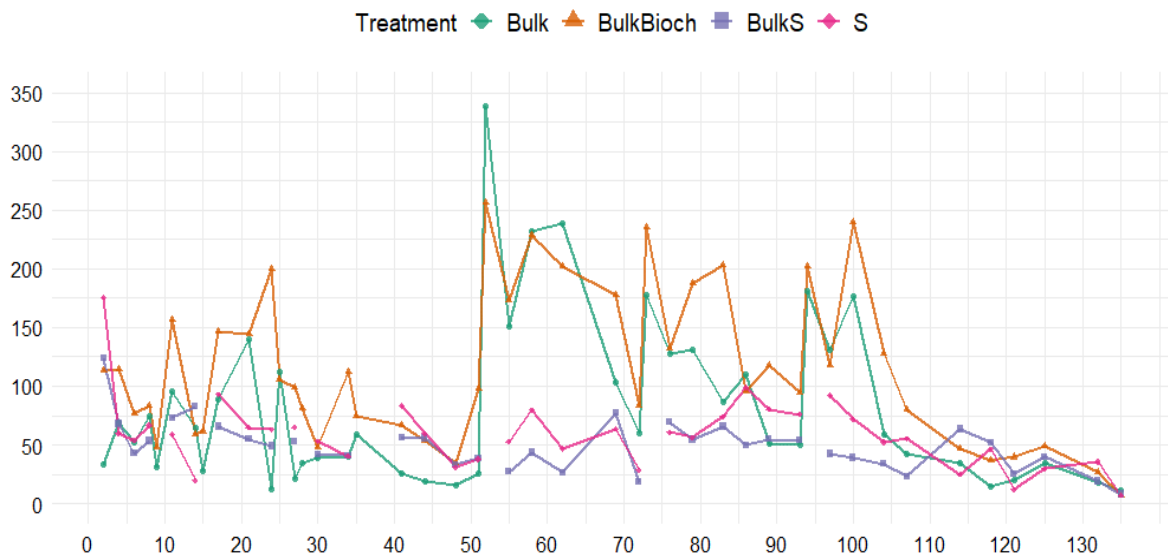


Figure 5. Daily carbon dioxide emissions during composting (Bulk and BulkBioch) and burial (BulkS and S) treatments of fish waste

CO₂ emission is widely recognized as an indicator of the intensity of aerobic microbial respiration during the decomposition of organic matter (N. Wang et al., 2024). More pronounced peaks reflect higher degradation rates, associated with an efficient biological process (Lin et al., 2022). In the present study, the highest CO₂ fluxes observed in the composting treatments coincided with the periods of turning and with forced aeration during the first 50 days of the process. These practices likely increased oxygen availability inside the piles, favoring aerobic microbial communities and accelerating the reactions responsible for carbon mineralization.

The presence of biochar and sawdust in the composting fish waste may have enhanced this effect. Sawdust, due to its structure, reduces compaction and facilitates oxygen diffusion, in addition to providing an additional carbon source, thereby contributing to CO₂ emissions. The results are consistent with (Awasthi et al., 2020), who reported a 7.4% increase in CO₂ emission when poultry manure compost received the highest dose of bamboo biochar (10%). Other studies have reported that higher CO₂ emissions in composting with biochar addition may result from the abiotic oxidation of biochar or from the labile carbon fraction of biochar, which serves as an energy source for microorganisms (Dias et al., 2010; Czekala et al., 2016).

In the burial treatments, the absence of turning and forced aeration rapidly limited oxygen diffusion, promoting the early establishment of anaerobic conditions. This limitation reduced the activity of aerobic microorganisms, resulting in lower emissions and a slower decomposition process. The more intense CO₂ release observed at the beginning of the burial treatments, under both conditions, may represent a response to the consumption of residual oxygen. Subsequently, due to compaction, the environment shifted toward anaerobiosis, thereby reducing emissions.

In addition to the temporal dynamics of individual gases, multivariate analysis of daily emissions and temperature revealed clear treatment-dependent trajectories (Figure 6). The PCA

separated the composting treatments (Bulk and BulkBioch) from the burial treatments (S and BulkS), with clusters corresponding to distinct composting phases. Bulk and BulkBioch exhibited longer trajectories, reflecting the transition across multiple stages, including a sustained thermophilic phase characterized by high CO₂ fluxes and active microbial degradation. In contrast, the burial treatments showed shorter trajectories and clustered in early-phase regions, consistent with lower temperatures and more limited aerobic activity.

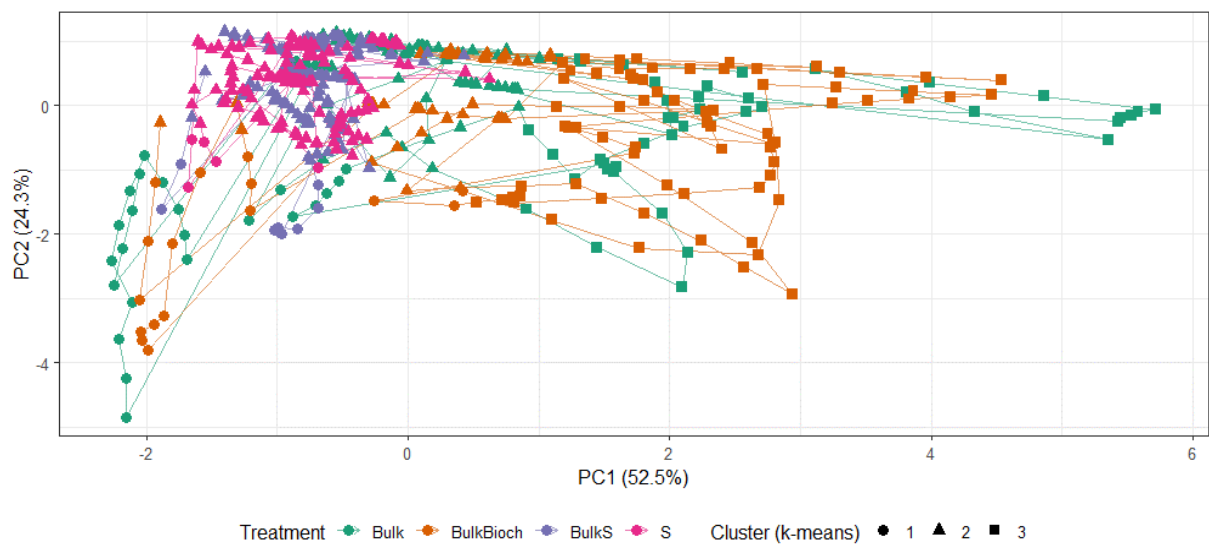


Figure 6. Principal Component Analysis (PCA) of daily greenhouse gas (GHG) emissions (CH₄, N₂O, CO₂) and temperature across treatments. The trajectories represent the temporal evolution of each treatment, while the symbols indicate phase clusters identified by k-means clustering (● = Cluster 1; ▲ = Cluster 2; ■ = Cluster 3). Treatments: Bulk = static windrow; BulkBioch = static windrow with biochar addition; BulkS = burial with sawdust cover; S = burial with soil cover

GENERALIZED ADDITIVE MODEL AND CUMULATIVE EMISSIONS

Considering the results fitted by the generalized additive model (GAM), daily GHG emissions, expressed per kilogram of TS fish waste, showed distinct temporal patterns across

treatments, reflecting the influence of waste management strategy, as well as the use of biochar and bulking agent, on the dynamics of organic matter degradation (Figure 7). In general, CH₄ emissions were more pronounced during the early to intermediate stages of the process, with peaks observed between 30 and 50 days of composting or burial (Figure 7). N₂O emissions, in turn, varied depending on the treatment, with peaks occurring later in the process, whereas CO₂ exhibited a more constant behavior over time, though with differing intensities among treatments.

The cumulative emissions of GHG per kilogram of TS fish waste varied substantially among treatments (Figure 7). The Bulk treatment showed the highest accumulated values of methane (0.72 g CH₄ kg⁻¹ dry waste) and carbon dioxide (2.57 kg CO₂ kg⁻¹ dry waste), whereas the highest accumulations of nitrous oxide were observed in the burial treatments S (2.18 g N₂O kg⁻¹ dry waste) and BulkS (2.08 g N₂O kg⁻¹ dry waste). The addition of biochar (BulkBioch) reduced cumulative emissions of CH₄ (0.61 g kg⁻¹ dry waste) and N₂O (1.06 g kg⁻¹ dry waste) compared with the Bulk treatment, representing mitigation of 15% and 10%, respectively. The incorporation of sawdust in the burial treatment positively influenced the N₂O emission profile, resulting in a value 4% lower than that recorded in the soil-only treatment (S).

The cumulative emission data over time indicate that biochar contributed to an earlier stabilization of CH₄ emissions (Figure 7). By day 73 of treatment, 70% and 91% of the total accumulated methane had been released in the Bulk and BulkBioch treatments, respectively. If this stabilization were concomitantly confirmed as the maturity point of the compost, it could represent significant operational advantages, such as higher turnover of piles and reduced land requirements for waste treatment. Furthermore, the use of these compost products can provide additional benefits, including reduced dependence on synthetic fertilizers, whose production is associated with substantial GHG emissions.

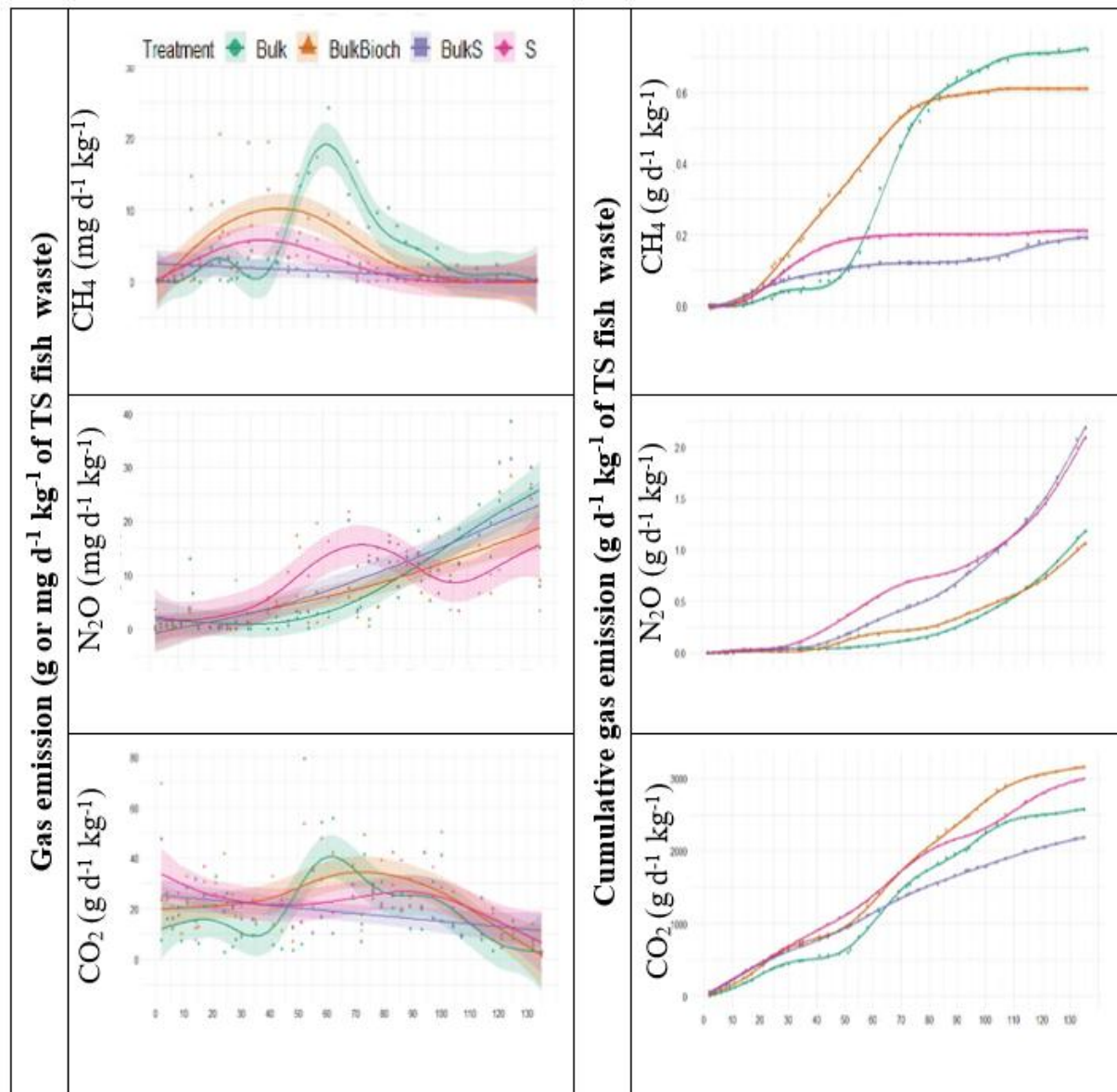


Figure 7. Daily mean fluxes of CH₄, N₂O, and CO₂ measured from the waste windrows over the 135-d measurement period and the fitted statistic trends (lines). The shaded area represents 95% confidence intervals. The cumulative emission of CH₄, N₂O, and CO₂ are also plotted. Black arrows indicate windrow turning events in the static piles

The mitigation of N₂O emissions observed with biochar addition in the present study contrasts with the results reported by (X. Li et al., 2022), who investigated the effect of 10% tobacco-derived biochar addition in food waste composting. Those authors found a significant increase

in cumulative N_2O emissions, rising from 381 mg kg^{-1} dry matter in composting without biochar to 601 mg kg^{-1} with biochar addition. This discrepancy may be attributed to differences in substrate characteristics, the physicochemical properties of the biochar applied, and specific process conditions, all of which directly influence the microbial pathways of nitrogen oxide production and consumption (N. Wang et al., 2024).

In the present study, cumulative N_2O emissions per unit of TS residue were higher than those of CH_4 , which can be explained by the high nitrogen concentrations in fish waste. This elevated content favors microbial nitrification and denitrification processes, resulting in N_2O production and release. According to (N. Wang et al., 2024), this prominent contribution of N_2O is linked to the high availability of nitrogen, particularly in the ammoniacal form (NH_4^+), which serves as a substrate for nitrification and denitrification. Moreover, the physical environment of composting under intermittent aeration fosters the development of microaerobic zones, which are conducive to partial nitrogen conversion into N_2O .

The more intense cumulative N_2O emissions observed in the burial treatments (S and BulkS) can be explained by a combination of physical, chemical, and microbiological factors that favor incomplete nitrification and partial denitrification, the main pathways of N_2O production (Chowdhury et al., 2014). This finding is particularly relevant since nitrous oxide has a global warming potential per molecule approximately 296 times greater than that of carbon dioxide (CO_2), making it one of the most impactful greenhouse gases (N. Wang et al., 2022).

In addition, N_2O can be transported to the stratosphere, where it contributes to ozone layer depletion, posing substantial risks to ecosystems and human health (Hu et al., 2016). Thus, the choice of waste treatment method becomes a strategic factor in mitigating these emissions, especially given the evidence that burial favors the release of this pollutant.

Fish residues exhibit high moisture content, which promotes compaction and, consequently, the establishment of anaerobic conditions that favor CH_4 production. In addition, their nitrogen-

rich composition intensifies N₂O emissions. Therefore, the inclusion of biochar proved effective in mitigating part of these emissions.

It is important to note that the present study was conducted at pilot scale, so the results obtained here may vary in trials with a higher number of replicates. Further research is needed to evaluate different modes of biochar distribution in composting, particularly in larger-scale systems, where homogeneous incorporation of the additive into the residue is operationally more challenging. This limitation contrasts with laboratory-scale reactor conditions, in which the controlled environment allows for uniform mixing of biochar with the organic material.

COMPOST CHARACTERISTICS: THERMAL BEHAVIOR, NUTRIENT COMPOSITION, AND REDUCTIONS IN TS AND VS

The thermal stability of biochar is an essential parameter for understanding its resistance to aging. The TGA–DSC curves of isolated biochar (Figure 8A) showed intensified mass loss around 500 °C, stabilizing near 600 °C, which indicates a higher concentration of aromatic carbon. This pattern was also described by Yuan et al. (2024), who identified the 500–600 °C range as indicative of the stability of biochars from different sources.

When evaluated together with composting residues (Figures 8C, E), mass loss occurred at lower temperatures, around 300 °C. This demonstrates that, despite the intrinsic stability of biochar, more labile constituents of the system influence the thermal profile, making the residual material gradually more stable throughout the process.

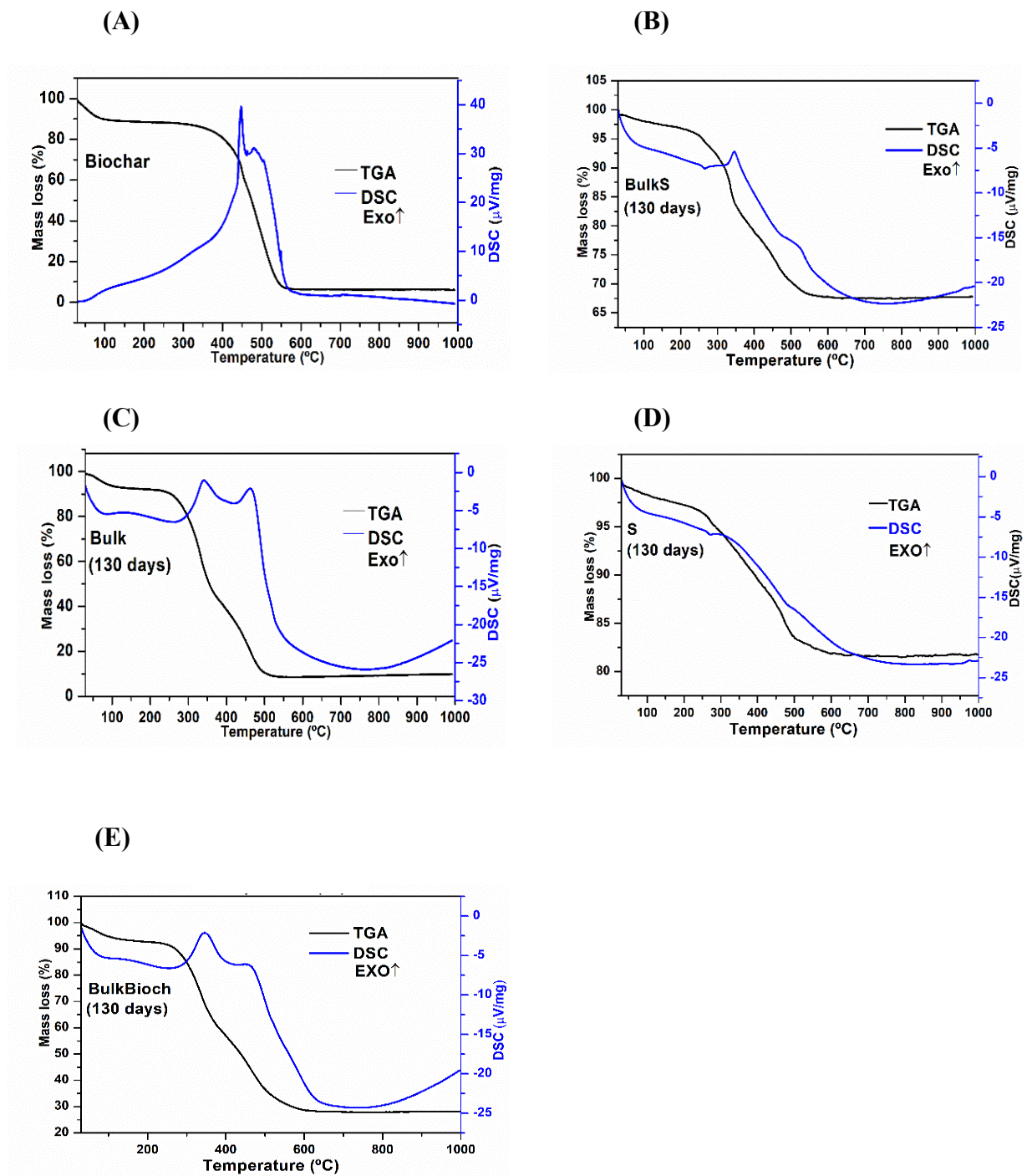


Figure 8. TG–DSC curves of bamboo biochar (a), fish waste compost with (c, Bulk) and without biochar (e, BulkBioch), and buried fish waste with (b, BulkS) and without sawdust as cover (d, S)

At 130 days, two peaks were observed in both composting treatments, but in the material with biochar (Figure 8C) the second peak was less intense, suggesting adsorption or stabilization of recalcitrant compounds. This effect is relevant, since even after 100 days, composting with biochar maintained higher temperatures (Figure 8E), indicating ongoing microbial activity. Under these conditions, the additive limited the emission of volatiles, reinforcing its stabilizing role. The remaining mass was also greater in composting with biochar, likely due to the increased recalcitrant fraction resulting from its combination with sawdust. This outcome is consistent with (Verdolotti et al., 2016), who reported higher residual mass in TGA following lignin addition.

In the burial experiment (Figures 8B,D), TG curves indicated initial water loss up to 240 °C, followed by organic matter decomposition. In the residues buried with sawdust and soil (Figure 8B), exothermic peaks were detected at 355 °C (135 days), associated with the release of volatile compounds. Conversely, in the burial with soil only (Figure 8D), no apparent peaks were observed, suggesting the absence of retained gases. This result aligns with the temperature monitoring, which did not exceed 45 °C, indicating minimal microbial activity.

As expected, the residual mass was higher in the burial with sawdust and soil (approximately 31%) compared with soil alone (18%). This effect is related to the greater recalcitrance of sawdust, which is rich in lignin (Bjurström et al., 2025), favoring the accumulation of material at the end of the process.

The final compost exhibited higher concentrations of N, P, and K in the Bulk and BulkBioch treatments (Table 2). The findings of nutrient concentration in this study is partially align with previous research on composting fish waste in aerated static windrows (Orrico et al., 2023), who observed a variation 2.7 to 3.0% in N, 21.3 to 25.4 g P kg⁻¹ compost, and 7.8 to 11.8 g K kg⁻¹ compost. The lower N level in our study can be attributed to initial composition of substrates and organic waste used, and experimental conditions. However, biochar

demonstrated effectiveness in retaining N in composting, similarly with results observed in composting of cattle slaughterhouse waste (Leite et al., 2022) and in sewage sludge (Zhou et al., 2022).

Table 2 Characterization of the compost: nutrients (N, P, and K), total solids (TS) and volatile solids (VS)

Treatment	N (%)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	TS (%)	VS (%)
Bulk	1.65	22.3	4.2	61.25	63.37
BulkBioch	1.74	30.8	4.6	67.46	67.46
BulkS	0.71	4.9	2.5	77.27	32.22
S	0.94	4.5	2.9	80.50	21.95

The burial treatments (S and BulkS) resulted in composts with markedly lower nutrient concentrations, higher TS values, and very low VS contents (Table 2). These results reflect the suppressive effect of soil addition on microbial activity, as indirectly evidenced by the lower average temperatures recorded in these treatments (Figure 9). Exploratory analysis suggested a strong correlation between nutrient concentrations and composting temperature (Supplementary Material, Tables S1 and S2), although this result should be interpreted with caution due to the limited number of observations. Soil incorporation dilutes the organic matter fraction, thereby limiting the energy available for microbial metabolism and preventing the development of sustained thermophilic phases (Boldrin et al., 2009).

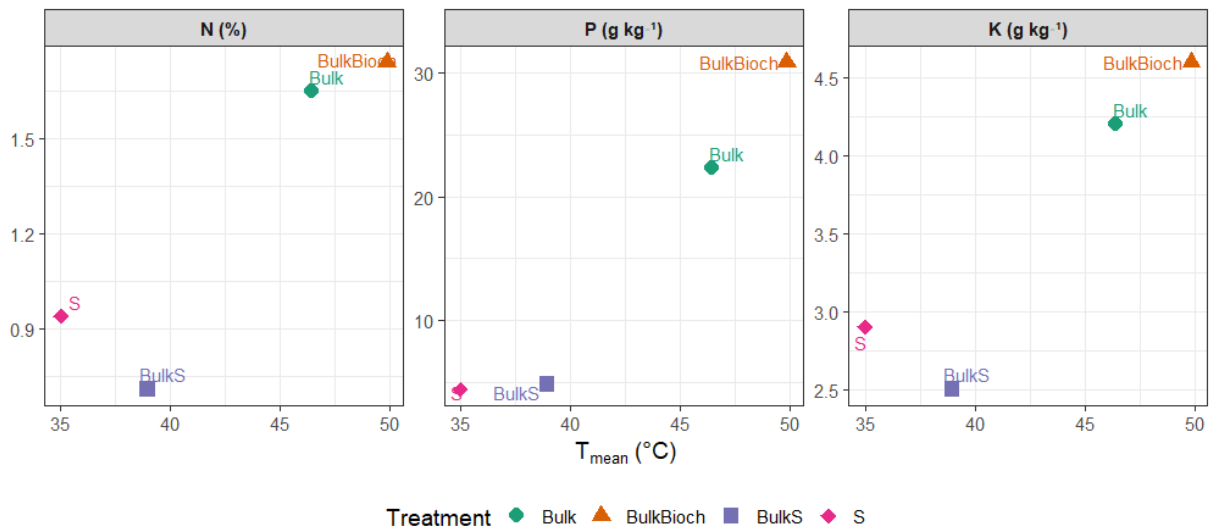


Figure 9. Associations between nutrient contents (N, P, K) and solids reductions (TS: total solids, VS: volatile solids) with average composting temperature across treatments

CONCLUSIONS

This study confirmed that adding 10% biochar reduced greenhouse gas emissions during fish waste composting, with 15% less methane and 10% less nitrous oxide compared to composting without the additive, supporting the first hypothesis. The second hypothesis was only partly met: burial with sawdust (bulking agent) reduced methane relative to soil alone, but nitrous oxide remained high in both cases.

The third hypothesis was supported, as biochar and sawdust influenced the thermal profile, while pH in all treatments followed the expected drop and gradual return to neutrality, staying within the optimal range for microbial degradation. BulkBioch treatment retained more nitrogen, phosphorus and potassium. Overall, the results demonstrate that biochar and sawdust help mitigate emissions and enhance compost quality, reinforcing circular economy strategies for sustainable fish waste management.

SUPPORTING INFORMATION

The Supporting Information available includes:

- Sample metadata (XLSX).
- Exploratory Pearson's and Spearman's correlation coefficients, graphical representation of thermophilic windrows, heatmap of z-scores, and supplementary methods detailing data analysis of thermophilic windrows, exploratory correlation analysis, and heatmap and PCA approach applied (PDF).

AUTHOR INFORMATION

Corresponding Author

***Erika do C. Ota** –Department of Animal Science, College of Agricultural Sciences, Federal University of Grande Dourados, Brazil; orcid.org/0000-0002-4266-0803; Phone (67) 98408-6078; E-mail: erikaota@ufgd.edu.br

Author Contributions

The manuscript was written through contributions of all authors. All authors have given approval to the final version of the manuscript.

ACKNOWLEDGMENT

Funding was provided by the Fundect (*project 1*: Process number: 71/044.567/2022, Fundect number: 882/2022; *project 2*: Process number: 83/026.783/2024, Fundect number: 112/2024), CNPq (Process number: 310292/2020–4), and CAPES (Process numbers: 88887.679719/2022–00 and 88887.994531/2024-00).

ABBREVIATIONS

ADF, acid detergent fiber; C, carbon; C:N, carbon-to-nitrogen ratio; CH₄, methane; CO₂, carbon dioxide; DSC, Differential Scanning Calorimetry; EE, ether extract; FID, flame ionization detector; GAM, generalized additive model; GHG, greenhouse gas; ICP-OES, inductively coupled plasma optical emission spectrometry; N, nitrogen; NDF, neutral detergent fiber; NH₄⁺, ammonium; N₂O, nitrous oxide; P, phosphorus; PCA, principal component analysis; TGA, thermogravimetric analysis; TS, total solids; VS, volatile solids.

REFERENCES

Agyarko-Mintah E, Cowie A, Van Zwieten L, Singh BP, Smillie R, Harden S, Fornasier F. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting. *Waste Manag.* 2017;61:129-37. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.009>

Alves BJR, Smith KA, Flores RA, Cardoso AS, Oliveira WRD, Jantalia CP, Urquiaga S, Boddey RM. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soils. *Soil Biol Biochem.* 2012;46:129-35. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.022>

Angel M, Andreu-rod  guez FJ, Orden L, Toribio AJ, Blesa-marco ZE, Su F. Combined effect of assisted Bioaugmentation and biochar incorporation on olive mill wastewater sludge composting. 2026;390. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.127499>

Ania CO, Parra JB, Calero S. Role of hydrogen bonding in the capture and storage of ammonia in zeolites. *Chem Eng J.* 2020;387:124062. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124062>

Ansari SA, Shakeel A, Sawarkar R, Maddalwar S, Khan D, Singh L. Additive facilitated co-composting of lignocellulosic biomass waste, approach towards minimizing greenhouse gas emissions: An up to date review. *Environ Res.* 2023;224:115529. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115529>

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22 nd. Washington, DC: 2012

Aranganathan L, Radhika Rajasree SR, Govindaraju K, Sivarathna kumar S, Gayathri S, Remya RR, Suman TY. Spectral and microscopic analysis of fulvic acids isolated from marine fish waste and sugarcane bagasse co-compost. *Biocatal Agric Biotechnol.* 2020;29. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101762>

Awasthi MK, Duan Y, Awasthi SK, Liu T, Zhang Z. Influence of bamboo biochar on mitigating greenhouse gas emissions and nitrogen loss during poultry manure composting. *Bioresour Technol.* 2020;303:122952. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122952>

Awasthi MK, Wang Q, Huang H, Ren X, Lahori AH, Mahar A, Ali A, Shen F, Li R, Zhang Z. Influence of zeolite and lime as additives on greenhouse gas emissions and maturity evolution during sewage sludge composting. *Bioresour Technol.* 2016a;216:172-81. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.065>

Awasthi MK, Wang Q, Ren X, Zhao J, Huang H, Awasthi SK, Lahori AH, Li R, Zhou L, Zhang Z. Role of biochar amendment in mitigation of nitrogen loss and greenhouse gas emission during sewage sludge composting. *Bioresour Technol.* 2016b;219:270-80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.128>

Bai M, Flesch T, Trouvé R, Coates T, Butterly C, Bhatta B, Hill J, Chen D. Gas emissions during cattle manure composting and stockpiling. *J Environ Qual.* 2020;49:228-35. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20029>

Barton L, Murphy D V., Butterbach-Bahl K. Influence of crop rotation and liming on greenhouse gas emissions from a semi-arid soil. *Agric Ecosyst Environ.* 2013;167:23-32. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.01.003>

Bjurström A, Hedenqvist MS, Prade T, Mensah RA, Das O, Åhrlin A, Matsson A, Helgesson D, Carrick C, Roulin T, Görür YC, Jerpdal L, Bruder S, Wei XF. Synergistic enhancement of fire performance and carbon footprint reduction in polymer biocomposites through combined use of lignin and biochar. *Ind Crops Prod.* 2025;233. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2025.121402>

Boldrin A, Andersen JK, Møller J, Christensen TH, Favoino E. Composting and compost utilization: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manag Res.* 2009;27:800-12. <https://doi.org/10.1177/0734242X09345275>

Cao Y, Wang X, Bai Z, Chadwick D, Misselbrook T, G. Sommer S, Qin W, Ma L. Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions during solid waste composting with different additives: A meta-analysis. *J Clean Prod.* 2019;235:626-35. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.288>

Chaher NEH, Chakchouk M, Engler N, Nassour A, Nelles M, Hamdi M. Optimization of food waste and biochar in-vessel co-composting. *Sustain.* 2020;12. <https://doi.org/10.3390/su12041356>

Chan MT, Selvam A, Wong JWC. Reducing nitrogen loss and salinity during “struvite” food waste composting by zeolite amendment. *Bioresour Technol.* 2016;200:838-44. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.093>

Chang H, Lin R, Su X, Xu X, Liu W, Zhang Y, Mu Z, Wang X, James A, Pan J. Journal of Environmental Chemical Engineering Optimizing biogas residue composting : Impact of biochar and zeolite co-loaded with lignocellulose-degrading microbial agents on degradation , humification , and microbial ecology. *J Environ Chem Eng.* 2025;13:118705. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.118705>

Chen G, Bai J, Bi C, Wang Y, Cui B. Global greenhouse gas emissions from aquaculture: a bibliometric analysis. *Agric Ecosyst Environ.* 2023;348:108405. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108405>

Chowdhury MA, de Neergaard A, Jensen LS. Potential of aeration flow rate and biochar addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting. *Chemosphere.* 2014;97:16-25. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.030>

Chowdhury S, Kim GH, Bolan N, Longhurst P. A critical review on risk evaluation and hazardous management in carcass burial. *Process Saf Environ Prot.* 2019;123:272-88. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.01.019>

Czekala W, Malińska K, Cáceres R, Janczak D, Dach J, Lewicki A. Co-composting of poultry manure mixtures amended with biochar - The effect of biochar on temperature and CO₂ emission. *Bioresour Technol.* 2016;200:921-7. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.019>

Detmann, E.; Souza, M. A.; Valadares Filho, S. C.; Queiroz, A. C.; Berchielli, T. T.; Saliba, E. O. S.; Cabral, L. S.; Pina, D. S.; Ladeira, M. M.; Azevedo JAG. *Métodos Para Análise de Alimentos*. Universidade Federal de Lavras; 2012

Dias BO, Silva CA, Higashikawa FS, Roig A, Sánchez-Monedero MA. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. *Bioresour Technol.* 2010;101:1239-46. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.024>

Duan Y, Yang J, Awasthi MK, Pandey A, Li H. Innovations in design and operation of aeration devices for composting and vermicomposting. *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Advances in Composting and Vermicomposting*

Technology. Elsevier; 2022. p. 57-81. . <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-91874-9.00006-1>

Ebrahimi M, Gholipour S, Mostafaii G, Yousefian F. Biochar-amended food waste compost: A review of properties. *Results Eng.* 2024;24:103118. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.103118>

Gabriela M, Souza A, Maih S, Valadares NR, Santos SN, Almeida R De, Mistico A, Cota J. Bioresource Technology Reports Predicting C / N ratio in composting using best-subsets variable selection. 2025;32. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2025.102298>

Ganjeh AM, Saraiva JA, Pinto CA, Casal S, Silva AMS. Emergent technologies to improve protein extraction from fish and seafood by-products: An overview. *Appl Food Res.* 2023;3:100339. <https://doi.org/10.1016/j.afres.2023.100339>

Geng X, Yang H, Gao W, Yue J, Mu D, Wei Z. Bioresource Technology Greenhouse gas emission characteristics during kitchen waste composting with biochar and zeolite addition. *Bioresour Technol.* 2024;399:130575. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130575>

Harrison BP, Gao S, Gonzales M, Thao T, Bischak E, Ghezzehei TA, Berhe AA, Diaz G, Ryals RA. Dairy Manure Co-composting with Wood Biochar Plays a Critical Role in Meeting Global Methane Goals. 2022. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c03467>

Hastie T, Tibshirani R. Generalized additive models. Chapman & Hall/CRC; 1999

He X, Chen L, Han L, Liu N, Cui R, Yin H, Huang G. Bioresource Technology Evaluation of biochar powder on oxygen supply efficiency and global warming potential during mainstream large-scale aerobic composting. *Bioresour Technol.* 2017;245:309-17. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.076>

He X, Yin H, Han L, Cui R, Fang C, Huang G. Effects of biochar size and type on

gaseous emissions during pig manure/wheat straw aerobic composting: Insights into multivariate-microscale characterization and microbial mechanism. *Bioresour Technol.* 2019;271:375-82. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.104>

Hu M, Chen D, Dahlgren RA. Modeling nitrous oxide emission from rivers: a global assessment. *Glob Chang Biol.* 2016;22:3566-82. <https://doi.org/10.1111/gcb.13351>

Huang Y, L D, Shah GM, Chen W, Wang W, Xu Y, Huang H. Hyperthermophilic pretreatment composting significantly accelerates humic substances formation by regulating precursors production and microbial communities. *Waste Manag.* 2019;92:89-96. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.021>

IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.; 2006

Jia P, Wang X, Liu S, Hua Y, Zhou S, Jiang Z. Bioresource Technology Combined use of biochar and microbial agent can promote lignocellulose degradation and humic acid formation during sewage sludge-reed straw composting. *Bioresour Technol.* 2023;370:128525. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128525>

Jindo K, Sonoki T, Sánchez-Monedero MA. Stabilizing organic matter and reducing methane emissions during manure composting with biochar to strengthen the role of compost in soil health. *Soil Environ Heal.* 2025;3:100164. <https://doi.org/10.1016/j.seh.2025.100164>

Jindo K, Suto K, Matsumoto K, García C, Sonoki T, Sanchez-Monedero MA. Chemical and biochemical characterisation of biochar-blended composts prepared from poultry manure. *Bioresour Technol.* 2012;110:396-404. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.120>

Ki BM, Kim YM, Jeon JM, Ryu HW, Cho KS. Characterization of odor emissions and

microbial community structure during degradation of pig carcasses using the soil burial-composting method. *Waste Manag.* 2018;77:30-42. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.043>

Kulikowska D, Bernat K, Zaborowska M, Zielińska M. Municipal Sewage Sludge Composting in the Two-Stage System: The Role of Different Bulking Agents and Amendments. *Energies.* 2022;15. <https://doi.org/10.3390/en15145014>

Lan G, Fan Q, Liu Yongqiang, Chen C, Li G, Liu Yu. Rhamnolipid production from waste cooking oil using *Pseudomonas*. *Biochem Eng J.* 2015;101:44-54. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.05.001>

Leite BKV, Orrico ACA, Orrico Junior MAP, Aspilcueta Borquis RR, Oliveira JD, Macena IA, Ota EC, Vilela RNS, Silva TSC, Inoue LAKA. Valorization of Fish Waste Using Biochar and Crude Glycerin as Additives in Composting. *ACS Omega.* 2025;10:18501-9. <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c10922>

Leite BKV, Orrico ACA, Orrico Junior MAP, Aspilcueta Borquis RR, Tomazi M, Oliveira JD de, Vilela RN da S, Schwingel AW. Use of biochar and crude glycerin as additives in the composting of slaughterhouse waste in static piles. *Renew Agric Food Syst.* 2022:1-10

Li D, Manu MK, Varjani S, Wong JWC. Bioresource Technology Mitigation of NH₃ and N₂O emissions during food waste digestate composting at C / N ratio 15 using zeolite amendment. *Bioresour Technol.* 2022;359:127465. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127465>

Li X, Zhao Y, Xu A, Chang H, Lin G, Li R. Conductive biochar promotes oxygen utilization to inhibit greenhouse gas emissions during electric field-assisted aerobic composting. *Sci Total Environ.* 2022;842. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156929>

Limeneh DY, Tesfaye T, Ayele M, Husien NM, Ferede E, Haile A, Mengie W, Abuhay A, Gelebo GG, Gibril M, Kong F. A Comprehensive Review on Utilization of Slaughterhouse By-Product: Current Status and Prospect. *Sustain.* 2022;14. <https://doi.org/10.3390/su14116469>

Lin X, Wang N, Li F, Yan B, Pan J, Jiang S, Peng H, Chen A, Wu G, Zhang J, Zhang L, Huang H, Luo L. Evaluation of the synergistic effects of biochar and biogas residue on CO₂ and CH₄ emission, functional genes, and enzyme activity during straw composting. *Bioresour Technol.* 2022;360:127608. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127608>

Liu H, Zheng X, Li Y, Yu J, Ding H, Sveen TR, Zhang Y. Soil moisture determines nitrous oxide emission and uptake. *Sci Total Environ.* 2022;822:153566. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153566>

Liu J, Huang S, Chen K, Wang T, Mei M, Li J. Preparation of biochar from food waste digestate : Pyrolysis behavior and product properties. *Bioresour Technol.* 2020;302:122841. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122841>

Liu W, Huo R, Xu J, Liang S, Li J, Zhao T, Wang S. Effects of biochar on nitrogen transformation and heavy metals in sludge composting. *Bioresour Technol.* 2017;235:43-9. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.052>

Liu Y, Ma R, Wang J, Wang G, Li G, Wuyun D, Yuan J. Environmental Technology & Innovation Effect of nano zero-valent iron , potassium persulphate , and biochar on maturity and gaseous emissions during. *Environ Technol Innov.* 2023;32:103309. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103309>

Liu Z, Wang X, Wang F, Bai Z, Chadwick D, Misselbrook T, Ma L. The progress of composting technologies from static heap to intelligent reactor : Benefits and limitations. *J*

Clean Prod. 2020;270:122328. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122328>

López-cano I, Roig A, Cayuela ML, Albuquerque JA, Sánchez-monedero MA. Biochar improves N cycling during composting of olive mill wastes and sheep manure. 2016;49:553-9. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.031>

Love DC, Brown M, Viglia S, Asche F, Fry J, Garlock TM, Jenkins LD, Nguyen L, Anderson J, Nussbaumer EM, Neff R. Environmental impacts and food loss and waste in the U.S. aquatic food system. Glob Environ Chang. 2025;90:102964. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2025.102964>

Lu K, Wang L, Pei Y, Zhang K, Liu W, Zhu M, Duan Y. International Journal of Biological Macromolecules Different pathways in promoting humic acid formation of multi-source biochar addition between fiber and livestock manure type solid waste composting. 2025;315. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2025.144592>

Luo C, Li S, Ren P, Yan F, Wang L, Guo B, Zhao Y, Yang Y, Sun J, Gao P, Ji P. Enhancing the carbon content of coal gangue for composting through sludge amendment : A feasibility study ☆. Environ Pollut. 2024;348:123439. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123439>

Mahapatra S, Ali MH, Samal K. Assessment of compost maturity-stability indices and recent development of composting bin. Energy Nexus. 2022;6:100062. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100062>

Manu MK, Wang C, Li D, Varjani S, Wong JWC. Impact of zeolite amendment on composting of food waste digestate. J Clean Prod. 2022;371:133408. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133408>

MAPA. Manual De Métodos Analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento Secretaria de Defesa Agropecuária; 2017

Moreira JM, Rodrigues R, Trindade MAG, dos Santos KC, da Silva MM, Tirloni B, Brandl CA, Paveglia GC, Roman D, de Carvalho CT. Characterization (XRD/TGA-DSC) and assessment of calf thymus DNA interaction with single-crystalline novel complexes from Schiff base ligands. *Inorganica Chim Acta*. 2025;575. <https://doi.org/10.1016/j.ica.2024.122443>

Nelson B, Zytner RG, Dulac Y, Cabral AR. Mitigating fugitive methane emissions from closed landfills: A pilot-scale field study. *Sci Total Environ*. 2022;851:158351. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158351>

Notter SJ, Stuart BH, Rowe R, Langlois N. The Initial Changes of Fat Deposits During the Decomposition of Human and Pig Remains. 2009;54:195-201. <https://doi.org/10.1111/j.1556-4029.2008.00911.x>

Olivera-Begué E, González D, Kaal J, Camps-Arbestain M, Sánchez A. Commercial-scale co-composting of wood-derived biochar with source-selected organic fraction of municipal solid waste. *Bioresour Technol*. 2025;431. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.132595>

Orrico ACA, Oliveira JD de, Leite BKV, Vilela RN da S, Orrico Junior MAP, Aspilcueta Borquis RR, Tomazi M, Macena IA. Effects of aeration and season of the year on fish waste composting and compost quality. *Environ Technol (United Kingdom)*. 2023;45:3765-77. <https://doi.org/10.1080/09593330.2023.2230350>

Orrico ACA, Schwingel AW, Costa MSS de M, Orrico Junior MAP, Borquis RRA, Alves GP, de Oliveira JD, Leite BKV, Garcia RG, Vilela RN da S. Characterization and valuing

of hatchery waste from the broiler chicken productive chain. *Waste Manag.* 2020;105:520-30. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.029>

Peng L, Tang R, Wang G, Ma R, Li Y. Environmental Technology & Innovation Effect of aeration rate , aeration pattern , and turning frequency on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Environ Technol Innov.* 2023;29:102997. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102997>

Peng S, Li H, Xu Q, Lin X, Wang Y. Addition of zeolite and superphosphate to windrow composting of chicken manure improves fertilizer efficiency and reduces greenhouse gas emission. *Environ Sci Pollut Res.* 2019;26:36845-56. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06544-6>

Pérez T, Vergara SE, Silver WL. Assessing the climate change mitigation potential from food waste composting. *Sci Rep.* 2023;13. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-34174-z>

Pires DR, Morais ACN De, Costa JF, Caroline L, Salgado D. Aproveitamento do resíduo comestível do pescado : Aplicação e viabilidade Utilization of waste edible fish : Application and feasibility. *Rev Verde Agroecol e Desenvolv Sustentável.* 2014;9:34-46

Rasapoor M, Nasrabadi T, Kamali M, Hoveidi H. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. *Waste Manag.* 2009;29:570-3. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.012>

Sánchez-García M, Roig A, Sánchez-Monedero MA, Cayuela ML. Biochar increases soil N₂O emissions produced by nitrification-mediated pathways. *Front Environ Sci.* 2014;2:1-10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2014.00025>

Dos Santos Moreira FG, Guedes MJF, Monteiro VED, De Melo MC. Fugitive

emissions of biogas in coverage liner of compacted soil in a landfill. *Eng Sanit e Ambient.* 2020;25:247-58. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522020189648>

Sarkar MSI, Hasan MM, Hossain MS, Khan M, Islam A Al, Paul SK, Rasul MG, Kamal M. Exploring fish in a new way: A review on non-food industrial applications of fish. *Heliyon.* 2023;9:e22673. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22673>

Silva Minini Baiense KM, Linhares FG, Teves Inácio C, Sthel MS, Vargas H, da Silva MG. Photoacoustic-based sensor for real-time monitoring of methane and nitrous oxide in composting. *Sensors Actuators, B Chem.* 2021;341. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2021.129974>

Van Soest PJ, Robertson JB, Lewis BA. Methods for Dietary Fiber, Neutral Detergent Fiber, and Nonstarch Polysaccharides in Relation to Animal Nutrition. *J Dairy Sci.* 1991;74:3583-97. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(91\)78551-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2)

Song B, Manu MK, Li D, Wang C, Varjani S, Ladumor N, Michael L, Xu Y, Wong JWC. Bioresource Technology Food waste digestate composting : Feedstock optimization with sawdust and mature compost. *Bioresour Technol.* 2021;341:125759. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125759>

Soudejani HT, Kazemian H, Inglezakis VJ, Zorpas AA. Application of zeolites in organic waste composting: A review. *Biocatal Agric Biotechnol.* 2019;22:101396. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101396>

Sun X, Kumar M, Syed A, Bahkali AH. Journal of Environmental Chemical Engineering Effect of cyanobacteria biochar addition on humification , fungal dynamics and its mechanism of action in pig manure composting. *J Environ Chem Eng.* 2024;12:113755. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113755>

Sun XP, Lu P, Jiang T, Schuchardt F, Li GX. Influence of bulking agents on CH₄, N₂O, and NH₃ emissions during rapid composting of pig manure from the Chinese Ganqinfen system. *J Zhejiang Univ Sci B*. 2014;15:353-64. <https://doi.org/10.1631/jzus.B13a0271>

Toppe J, Penarubia O. A manual on how to turn fish waste into profit. 2018

Valente BS, Andreazza R, Xavier EG, Gomes MC, Pereira H da S, Dias de ávila F. Composting for valuation of marine fish waste. *Rev Bras Saude e Prod Anim*. 2017;18:594-603. <https://doi.org/10.1590/S1519-99402017000400010>

Verdolotti L, Oliviero M, Lavorgna M, Iannace S, Camino G, Vollaro P, Frache A. On revealing the effect of alkaline lignin and ammonium polyphosphate additives on fire retardant properties of sustainable zein-based composites. *Polym Degrad Stab*. 2016;134:115-25. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2016.10.001>

Vilela RN da S, Orrico ACA, Orrico Junior MAP, Aspilcueta Borquis RR, Tomazi M, Oliveira JD de, Ávila MR de, Santos FT dos, Leite BKV. Effects of aeration and season on the composting of slaughterhouse waste. *Environ Technol Innov*. 2022;27:102505. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102505>

Wang B, Zhang P, Guo X, Bao X, Tian J, Li G, Zhang J. Contribution of zeolite to nitrogen retention in chicken manure and straw compost: Reduction of NH₃ and N₂O emissions and increase of nitrate. *Bioresour Technol*. 2024;391:129981. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129981>

Wang H, Johanna L, Li Z, Sun P, Qian X, Dittert K. Environmental Technology & Innovation Zeolite-induced enhancement of soil cation exchange capacity reduces nitrogen gaseous emissions and improves nitrate retention under urea fertilization. *Environ Technol Innov*. 2025;40:104567. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104567>

Wang L, Yang S, Geng Y, Li Q, Gao J, Qi Y, Zhao Y, Liu J, Zhang H, Wang Z, Mohamed P. Journal of Environmental Chemical Engineering Synergistic strategy achieving high-efficiency PBAT degradation with low CO₂ / NH₃ emissions in composting. 2025;13

Wang L, Zhao L, Zhang Y, Li D, Chen L, Wei Z, Chen X, Pan C, Song Y. The active role of metabolic regulators in nitrogen loss reduction and organic nitrogen transformation during different materials composting. J Clean Prod. 2022;345:131134. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131134>

Wang N, Awasthi MK, Pan J, Jiang S, Wan F, Lin X, Yan B, Zhang J, Zhang L, Huang H, Li H. Effects of biochar and biogas residue amendments on N₂O emission, enzyme activities and functional genes related with nitrification and denitrification during rice straw composting. Bioresour Technol. 2022;357:127359. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127359>

Wang N, He Y, Zhao K, Lin X, He X, Chen A, Wu G, Zhang J, Yan B, Luo L, Xu D. Greenhouse gas emission characteristics and influencing factors of agricultural waste composting process: A review. J Environ Manage. 2024;354. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120337>

Wang Q, Awasthi MK, Ren X, Zhao J, Li R, Wang Z, Chen H, Wang M, Zhang Z. Comparison of biochar, zeolite and their mixture amendment for aiding organic matter transformation and nitrogen conservation during pig manure composting. Bioresour Technol. 2017;245:300-8. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.158>

Wang Q, Kumar M, Ren X, Zhao J, Li R, Wang Z, Wang M, Chen H, Zhang Z. Combining biochar, zeolite and wood vinegar for composting of pig manure: The effect on greenhouse gas emission and nitrogen conservation. Waste Manag. 2018;74:221-30. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.015>

Wang X, Wan J, Jiang G, Yang T, Banerjee S, Wei Z, Mei X, Friman V, Xu Y, Shen Q. Compositional and functional succession of bacterial and fungal communities is associated with changes in abiotic properties during pig manure composting. *Waste Manag.* 2021;131:350-8. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.06.023>

Waqas M, Nizami AS, Rashid MI, Aburiazaiza AS, Barakat MA, Asam ZZ, Khattak B. Untapped potential of zeolites in optimization of food waste composting. *J Environ Manage.* 2019;241:99-112. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.014>

Wood SN. *Generalized Additive Models*. Boca Raton, FL: Chapman and Hall/CRC; 2006. <https://doi.org/10.1201/9781420010404>

Xie T, Zhang Z, Zhang D, Wei C, Lin Y, Feng R, Nan J, Feng Y. Effect of hydrothermal pretreatment and compound microbial agents on compost maturity and gaseous emissions during aerobic composting of kitchen waste. *Sci Total Environ.* 2023;854:158712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158712>

Yu H, Xie B, Khan R, Shen G. The changes in carbon, nitrogen components and humic substances during organic-inorganic aerobic co-composting. *Bioresour Technol.* 2019;271:228-35. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.088>

Zhang H, Li G, Gu J, Wang G, Li Y, Zhang D. Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH₃ emissions during aerobic composting of kitchen waste. *Waste Manag.* 2016;58:369-75. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.08.022>

Zhang Y, Louis B. Biochar-mediated synthesis of ZSM-5 zeolite for the methanol-to-olefins reaction. *Next Mater.* 2024;5:100259. <https://doi.org/10.1016/j.nxmater.2024.100259>

Zhou S, Li Y, Jia P, Wang X, Kong F, Jiang Z. The co-addition of biochar and

manganese ore promotes nitrous oxide reduction but favors methane emission in sewage sludge composting. *J Clean Prod.* 2022;339. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130759>

Zhou Y, Zhao H, Lu Z, Ren X, Zhang Z, Wang Q. Bioresource Technology Synergistic effects of biochar derived from different sources on greenhouse gas emissions and microplastics mitigation during sewage sludge composting. *Bioresour Technol.* 2023;387:129556. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129556>

Zhu-Barker X, Bailey SK, Paw U KT, Burger M, Horwath WR. Greenhouse gas emissions from green waste composting windrow. *Waste Manag.* 2017;59:70-9. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.004>

Zwieten L Van, Kammann C, Cayuela M, Singh BP, Joseph S, Kimber S, Donne S, Clough T, Spokas K. Biochar effects on nitrous oxide and methane emissions from soil. *Biochar Environ Manag.* 2019;521-52. <https://doi.org/10.4324/9780203762264-24>

**CAPÍTULO III - Efeito de diferentes doses de biochar e zeólita
na mitigação de gases de efeito estufa na compostagem dos
resíduos do processamento do pescado**

Resumo: O objetivo da pesquisa foi avaliar o efeito da adição de biochar e zeólita sobre a degradação da matéria orgânica, as emissões de metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e dióxido de carbono (CO_2), bem como a qualidade do composto final. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com cinco tratamentos: sem aditivos (controle), biochar nas doses de 5% e 10% e zeólita nas doses de 5% e 10% (base de massa), com três repetições. As emissões gasosas foram monitoradas durante 98 dias por meio de câmaras de difusão estática, e a temperatura das leiras foi acompanhada ao longo de todo o processo. Amostras do material foram coletadas aos 50 e 70 dias para avaliação da degradação do substrato. A adição dos aditivos não comprometeu a evolução térmica da compostagem, mantendo temperaturas compatíveis com elevada atividade microbiana. Observou-se maior degradação da matéria orgânica nos tratamentos com aditivos, com redução de carbono mais eficiente em comparação ao controle. As emissões de CH_4 foram significativamente reduzidas pela adição de biochar e zeólita, com reduções superiores a 60% em relação ao controle ($p < 0,001$). Para o N_2O , a zeólita apresentou menor emissão (957 mg kg^{-1} de MS do resíduo) em comparação ao biochar (1468 mg kg^{-1}) ($p < 0,05$), resultando na menor emissão de CO_2 equivalente, com redução de 20,6%. De modo geral, os aditivos intensificaram as transformações da matéria orgânica, promovendo maior redução ($p < 0,001$) de carbono (C), nitrogênio (N) e extrato etéreo (EE). A zeólita demonstrou maior eficiência na redução do C ao final do processo ($p < 0,001$), enquanto doses mais elevadas de ambos os aditivos acentuaram as perdas de N. Além disso, a utilização dos aditivos promoveu enriquecimento nutricional do composto em comparação ao controle, com maiores concentrações ($p < 0,001$) de potássio (K), cobre (Cu) e manganês (Mn). A zeólita destacou-se por proporcionar maiores teores ($p < 0,001$) de K, cálcio (Ca), magnésio (Mg), zinco (Zn) e boro (B), enquanto o biochar favoreceu maiores concentrações de P e Ca na dose de 5%. De forma integrada, a zeólita apresentou desempenho mais consistente ao considerar simultaneamente a mitigação de emissões e a qualidade agrônômica do composto.

Palavras-chave: Aditivos físico-químicos, impacto ambiental, piscicultura, qualidade do composto

Introdução

Durante o processamento do pescado, expressiva parcela da biomassa de peixes é desperdiçada, podendo chegar a 80% (Toppe and Penarubia, 2018). Esses descartes, por sua vez, são potentes fontes emissoras de gases de efeito estufa (GEE), devido à sua alta concentração de compostos biodegradáveis (Pires et al., 2014). A destinação inadequada como o descarte em aterros ou ambientes anaeróbios favorece a produção de metano e outros poluentes. Apesar de parte desses resíduos ser reaproveitada na forma de farinha de peixe, uma fração considerável permanece sem destinação segura, especialmente quando há inviabilidade econômica ou sanitária para seu aproveitamento (Love et al., 2024).

Nesse contexto, a compostagem surge como uma tecnologia ambientalmente viável e economicamente acessível para o tratamento de resíduos orgânicos da aquicultura. Além de reduzir o impacto ambiental, o processo transforma um passivo ambiental em insumo agrícola, promovendo a fertilidade do solo e a produção sustentável de alimentos. O composto obtido pode atuar como bioinsumo, substituindo parcialmente ou totalmente fertilizantes sintéticos, fechando ciclos de nutrientes e promovendo práticas agrícolas mais sustentáveis e integradas à economia circular (Z. Liu et al., 2020).

Apesar dos benefícios, a compostagem convencional pode ser uma fonte considerável de emissões de GEE, com perdas estimadas de até 51% do carbono total e até 74% do nitrogênio, principalmente as formas de CH_4 , CO_2 e N_2O (Ansari et al., 2023; Xie et al., 2023). Para mitigar essas emissões, o uso de aditivos como biochar e zeólita tem se destacado como estratégia promissora na mitigação de emissões durante o processo. O biochar, obtido pela pirólise controlada de biomassa, apresenta alta porosidade e capacidade de adsorção, favorecendo a oxigenação do substrato e a retenção de nutrientes (Cao et al., 2019). Jindo et al. 2025 relataram que a inclusão de 10% do biochar de madeira reduziu as emissões de CH_4 em 73% e 78% na compostagem dos dejetos de aves e bovinos, respectivamente.

Já a zeólita, um mineral microporoso de origem natural, contribui para a retenção de amônia, redução das emissões de N_2O e aumento da qualidade do composto final (Olivera-Begué et al., 2025). Wang et al. 2017 reportaram que a inclusão de 10% de

zeólita foi capaz de reduzir em 28% as emissões de NH_3 e em 55% as de N_2O durante a compostagem dos dejetos de aves.

Apesar dos resultados positivos do uso desses aditivos em processos de compostagem, ainda existe uma lacuna importante no entendimento sobre como eles se comportam quando aplicados a resíduos cárneos, especialmente os de pescado, que possuem elevada carga orgânica, alta umidade, teores expressivos de proteínas e lipídios e tendência à compactação (Leite et al., 2022). A maior parte dos estudos disponíveis concentra-se em esterco, resíduos vegetais ou misturas com baixa densidade, o que limita a extrapolação direta para resíduos de pescado.

Diante disso, este estudo parte da hipótese de que a inclusão de biochar ou zeólita, nas doses de 5 e 10%, é capaz de: (i) melhorar a estrutura física da mistura, favorecendo condições predominantemente aeróbias, acelerando a degradação do substrato e reduzindo a formação de CH_4 ; (ii) adsorver nitrogênio mineral e modular as transformações do N, contribuindo para a diminuição das perdas na forma de N_2O ; e (iii) promover maior degradação dos constituintes orgânicos e gerar um composto com maior concentração e retenção de nutrientes. Assim, o objetivo da pesquisa foi avaliar o efeito da inclusão de diferentes doses de biochar e zeólita na mitigação de gases de efeito estufa, bem como seus efeitos na degradação dos constituintes orgânicos e na qualidade do composto durante a compostagem dos resíduos de pescado.

Material e Métodos

Local do experimento, caracterização dos resíduos e processo de compostagem

O experimento foi conduzido em uma casa de vegetação da área experimental da Embrapa Agropecuária Oeste (Embrapa), localizada no município de Dourados, MS, Brasil (lat 22° 16' 30" S, long 54° 49' 00" W), com 408 m de altitude. O clima da região conforme classificação de Köppen (1931) é do tipo Cwa (clima mesotérmico úmido, verões quentes e invernos secos) com precipitação anual média de 1500 mm e temperatura média anual de 22 °C.

Para a condução do experimento, foi adotado o delineamento inteiramente casualizado constando de cinco tratamentos, que corresponderam aos aditivos e suas

concentrações: controle (sem aditivos), biochar nas doses de 5% e 10% em relação à massa de resíduo de pescado enleirada, e zeólita nas doses de 5% e 10%, constando de três repetições (leiras) por tratamento. Os resíduos foram coletados *in natura*, no momento da filetagem, sendo constituídos por cabeças, escamas, carcaças, restos de filé e peixes inteiros, provenientes de uma piscicultura comercial localizada na região de Itaporã-MS. Como agente volumoso, utilizou-se maravalha, coletada em uma madeireira da região de Dourados-MS. O biochar e a zeólita foram adquiridos de empresas comerciais; o biochar foi produzido a partir de casca de arroz, e a zeólita era constituída por clinoptilolita. A caracterização dos materiais utilizados está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização das matérias-primas utilizadas na formação da compostagem

	Resíduo de pescado	Maravalha	Biochar	Zeólita
pH	6,23	4,51	8,1	7,8
ST (%)	27,05	88,48	96,69	97,52
SV (% dos ST)	83,07	98,20	60,54	0
C (% dos ST)	45,18	48,68	27,54	0
N (% dos ST)	6,99	0,18	0,33	0
Relação C: N	6,46	270,44	83,45	0
EE (% dos ST)	44,27	2,95	0	0
FDN (% dos ST)	0	88,96	25,47	0
FDA (% dos ST)	0	66,52	20,43	0

ST, sólidos totais; SV, sólidos voláteis; N, nitrogênio; EE, extrato etéreo; FDN, fibra em detergente neutro; FDA, fibra em detergente ácido.

Os resíduos foram dispostos em células de alvenaria de aproximadamente 1 m² com capacidade estimada para 300 kg de material *in natura*, compreendendo os resíduos orgânicos, o agente volumoso e os aditivos. As células possuíam paredes de alvenaria, sem revestimento na base, ou seja, em contato direto com o solo e a parte superior totalmente aberta.

Nas células de compostagem, foram instaladas leiras estáticas, nas quais os resíduos foram acomodados em camadas, com proporção maravalha/resíduo de pescado de 1:3 (massa: massa). A base das leiras foi formada por uma camada de maravalha, seguida por uma de resíduo de pescado e, assim sucessivamente, até o preenchimento da célula de compostagem, sendo a camada final também de maravalha. Os aditivos, biochar e a zeólita foram incorporados aos resíduos de pescado nas doses de 5 e 10%, considerando-se o peso do resíduo *in natura* em cada camada. A figura 1 demonstra a representação esquemática do experimento.

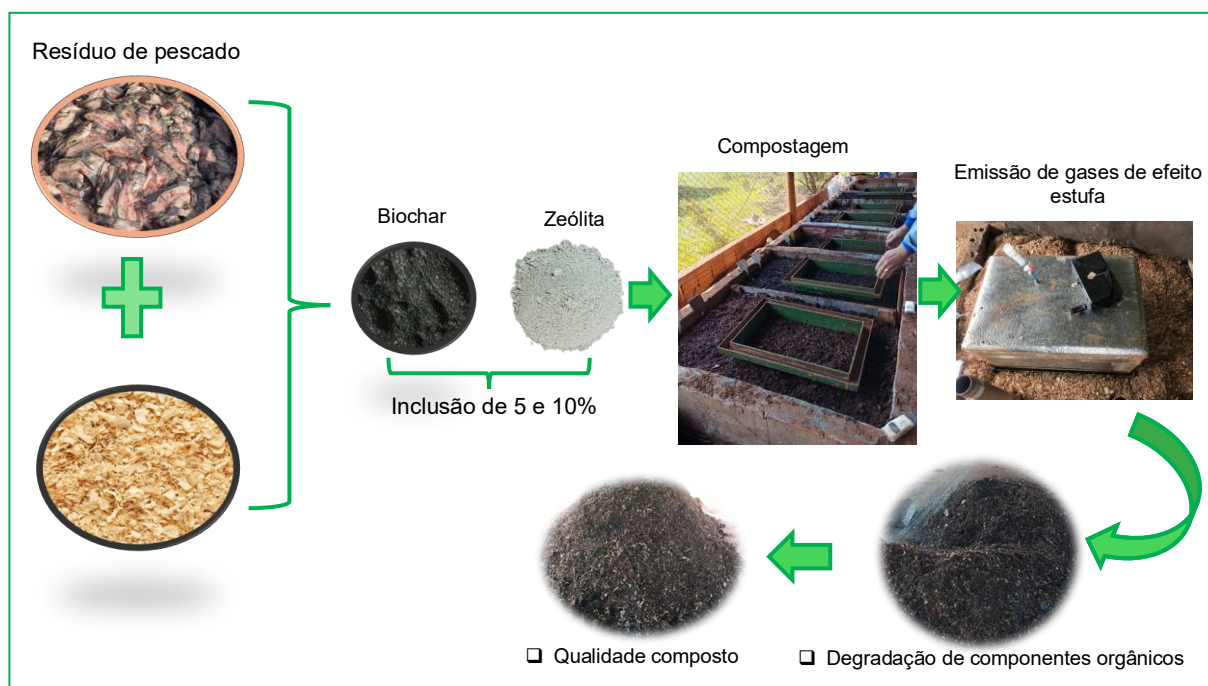


Figura 1. Representação esquemática do experimento.

O processo de compostagem teve duração de 98 dias, com a temperatura monitorada a cada hora por meio de dataloggers inseridos em diferentes pontos (base, meio e topo) das células, além da umidade relativa do ar. Nos primeiros 50 dias as leiras permaneceram estáticas e foi realizada a aeração forçada nas células por 15 minutos, com o auxílio de um soprador de ar, com vazão diária de $0,6 \text{ L.kg}^{-1}.\text{SV.min}^{-1}$, de acordo com recomendações de Rasapoor et al., 2009. Aos 50 e 70 dias foram realizados revolvimentos manuais nas células de compostagem.

Durante os revolvimentos, todo o material das células foi retirado, distribuído em um pátio para realizar a homogeneização, coletadas amostras para análises físico-químicas e ajustado o teor de umidade. As amostras foram tomadas de pontos

aleatórios para avaliação da degradação dos constituintes orgânicos e da qualidade do composto formado. As amostras iniciais foram secas por liofilização devido ao alto teor de gordura. Já as amostras coletadas aos 50, 70 e 98 dias foram secas em estufa de ventilação forçada por um período de 72 horas em temperatura de 60° C. Durante os 98 dias de compostagem foram avaliadas as condições de umidade das leiras, elegendo-se aleatoriamente pontos para a coleta de amostras no perfil, e determinando os ST, para que fossem acrescentadas pequenas quantidades de água (evitando assim a formação de chorume) e para manter a umidade na faixa de 40 a 60%. A compostagem foi considerada completa quando a temperatura das células permaneceu estável, a degradação dos sólidos se estabilizou e os teores de carbono mantiveram concentrações constantes; então, o material foi pesado, homogeneizado e amostrado para a caracterização final do composto.

No material inicial, aos 50, 70 e 98 dias de compostagem foram determinados o pH, carbono, nitrogênio, extrato etéreo e fibra em detergente neutro (FDN). A qualidade do composto foi determinada pelas amostras dos 98 dias com a quantificação dos teores de macro (P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (Mn, Fe, Cu, Zn e B).

Os teores de ST e SV foram mensurados de acordo com a metodologia descrita por Apha (2005) e o pH foi determinado utilizando o método descrito pela Instrução Normativa Brasileira 17/2007 (MAPA, 2017). Os teores de FDN foram determinados através da metodologia descrita por (Van Soest et al., 1991), utilizando o equipamento ANKOM. As concentrações de carbono e nitrogênio foram determinadas utilizando o analisador elementar VARIO MACRO. O teor de EE foi determinado de acordo com o método de Randall (INCT-CA G-005/1), descrito por Detmann et al., (2012).

Coleta e avaliação dos GEE

Os fluxos de CH₄, N₂O e CO₂ foram monitorados por meio de uma câmara de difusão estática (0,26 × 0,59 × 0,40 m). As emissões desses gases foram avaliadas aos 2, 6, 9, 13, 16, 20, 23, 27, 30, 34, 37, 41, 44, 49, 52, 56, 59, 66, 69, 73, 76, 80, 87, 94 e 98 dias após a montagem das células. Durante as coletas, as câmaras foram posicionadas sobre uma base metálica instalada no centro da célula de compostagem, cuja borda estava em contato com água, formando um selo hidráulico para evitar

trocas gasosas com o ambiente externo. As amostras gasosas foram coletadas com seringas de 20 ml, utilizando-se uma seringa para cada tempo de amostragem, aos 3, 6, 9 e 12 minutos após o fechamento da câmara, totalizando quatro amostras por tratamento e repetição.

Antes da coleta, o ar no interior da câmara foi homogeneizado por meio do acionamento de um ventilador interno durante 30 segundos, e a temperatura foi aferida com termômetros digitais acoplados a cada câmara. As coletas foram realizadas sempre a partir das 8h00, horário considerado representativo da média diária das emissões de N_2O e CH_4 durante o processo de compostagem, conforme descrito por (Alves et al., 2012).

As amostras foram analisadas por cromatografia gasosa equipada com colunas Porapak Q/N e detectores duplos (captura de elétrons, ECD; e detector de ionização de chama, FID) com injeção automática. Antes de cada corrida, padrões certificados com concentrações conhecidas foram injetados para construir curvas de calibração usadas para converter áreas de pico em concentrações de gás nas amostras.

As concentrações dos gases foram corrigidas em função da temperatura, considerando-se a temperatura do espaço livre da câmara medida no momento da amostragem. Os fluxos gasosos da câmara foram então calculados a partir da taxa linear de variação da concentração no espaço livre ao longo do tempo, conforme a seguinte equação:

$$F = \delta C / \delta t \times 60 \times (V/A) \times M/V_m,$$

onde, F representa o fluxo de gás ($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$); $\delta C / \delta t$ é a variação temporal na concentração de gás dentro da câmara durante o intervalo de fechamento (ppm min^{-1}), V é o volume da câmara (m^3), A é a área de superfície coberta, M é o peso molecular do CH_4 (16 g mol^{-1}), CO_2 (44 g mol^{-1}), N_2O (44 g mol^{-1}); V_m é o volume molar corrigido para as condições de amostragem:

$$V_m = 0,02241 \times ((273,15 + T) / 273,15) \times p_0/p_1,$$

com V_m em $\text{m}^3 \text{mol}^{-1}$ ($0,02241 \text{ m}^3 \text{mol}^{-1} = 22,41 \text{ L mol}^{-1}$), T, a temperatura do espaço livre da câmara ($^{\circ}\text{C}$), p_0 a pressão atmosférica padrão ao nível do mar e p_1 , a pressão atmosférica do local, estimada a partir da equação barométrica da altitude do local.

A estimativa da emissão evitada em CO₂ equivalente (CO₂-eq) foi realizada com base nos valores médios de emissões de gases de efeito estufa (GEE) observados nos tratamentos com e sem aditivos ao longo do processo de compostagem.

Considerando que o CO₂ emitido durante a compostagem é de origem biogênica, resultante da oxidação do carbono recentemente fixado, sua inclusão no cálculo de CO₂ equivalente não é recomendada. Assim, a avaliação do impacto climático do processo foi baseada exclusivamente nas emissões de CH₄ e N₂O, gases com elevado potencial de aquecimento global e maior relevância ambiental.

Para converter os dados de emissão de CH₄ e óxido nitroso N₂O para CO₂-eq, foi utilizado o Potencial de Aquecimento Global (PAG) de cada gás, conforme os valores reportados pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC AR6 – 2021), considerando um horizonte de 100 anos, conforme a equação a seguir.

PAG do CH₄: 28

PAG do N₂O: 265,0

Emissão (CO₂-eq total) = (CH₄ emitido * 28) + (N₂O emitido * 265)

A emissão evitada foi calculada a partir da diferença entre o tratamento controle (sem aditivo) e os tratamentos com aditivos (biochar e zeólita) e suas doses, conforme a equação:

Emissão evitada (CO₂-eq) = (emissão CO₂-eq do tratamento sem aditivo – emissão CO₂-eq do tratamento com cada tipo e dose de aditivo).

Análise estatística

Os efeitos do tempo de compostagem e dos aditivos (biochar e zeólita) sobre a redução de C, N, EE, FDN e pH foram avaliados por meio de análises de regressão polinomial realizadas separadamente para cada tratamento. O tempo de compostagem (50, 70 e 98 dias) foi considerado como variável numérica.

Para cada variável resposta e tratamento, modelos lineares e quadráticos foram testados, sendo selecionado o modelo de melhor ajuste com base na significância

estatística dos termos de regressão ($p < 0,05$) e na qualidade do ajuste (R^2). Modelos quadráticos foram mantidos apenas quando o termo de segunda ordem foi significativo; caso contrário, utilizou-se o modelo linear.

Curvas de regressão específicas por tratamento foram geradas a partir dos modelos selecionados e apresentadas juntamente com intervalos de confiança de 95%. As equações de regressão e os respectivos valores de R^2 foram incluídos diretamente nas figuras para subsidiar a interpretação das tendências temporais.

Os dados de emissões acumuladas de CH_4 , N_2O e CO_2 foram analisados por meio de modelos aditivos generalizados (GAM), ajustados separadamente para cada gás e tratamento, com o tempo de compostagem como variável contínua explicativa. Para cada combinação tratamento $\times$ dia de amostragem, os valores acumulados foram representados por curvas suavizadas, permitindo a caracterização de padrões temporais não lineares ao longo do período experimental.

Os modelos foram ajustados utilizando o método de máxima verossimilhança restrita (REML), com funções suavizadoras do tipo spline cúbica, sendo o número de bases limitado em função do número de pontos amostrais disponíveis. As estimativas foram apresentadas na forma de curvas ajustadas acompanhadas de intervalos de confiança de 95%, calculados ponto a ponto ao longo da série temporal.

As diferenças entre os tratamentos quanto às emissões acumuladas de CH_4 , N_2O e CO_2 , às reduções dos constituintes orgânicos (C, N, EE e FDN) e ao pH, ao longo do processo, e aos atributos de qualidade do composto final foram avaliadas por meio de análise de variância, seguida da aplicação de contrastes ortogonais previamente definidos. Essa abordagem permitiu o teste de hipóteses específicas relacionadas ao efeito da adição de aditivos e de suas respectivas doses sobre o desempenho ambiental e a eficiência do processo.

Os contrastes contemplaram as comparações entre: (i) tratamento controle versus tratamentos com aditivos; (ii) biochar versus zeólita; (iii) doses de biochar (5% vs. 10%); e (iv) doses de zeólita (5% vs. 10%). As análises foram conduzidas utilizando os valores finais por repetição para cada variável resposta, assegurando a independência das observações. Para cada contraste, foram estimados as médias, os

desvios-padrão, as diferenças entre grupos e os respectivos valores de p. Os efeitos dos contrastes foram considerados estatisticamente significativos ao nível de 5%.

Todas as análises estatísticas e a construção das figuras foram realizadas no ambiente R (R Core Team).

Resultados e Discussão

Alterações dos parâmetros físico-químicos e degradação dos constituintes orgânicos

É possível observar (Figura 2) que a temperatura apresentou comportamento semelhante entre os tratamentos, atingindo a fase termofílica (acima de 45°C) já na primeira semana de compostagem, permanecendo com temperaturas acima de 50°C durante a maior parte do processo. Os picos de temperatura foram de 63,7, 62,9, 61,5, 68,8 e 55,8 °C para os tratamentos controle, 5% de zeólita, 10% de zeólita, 5% de biochar e 10% de biochar, alcançados aos 84, 56, 56, 84 e 56 dias, respectivamente.

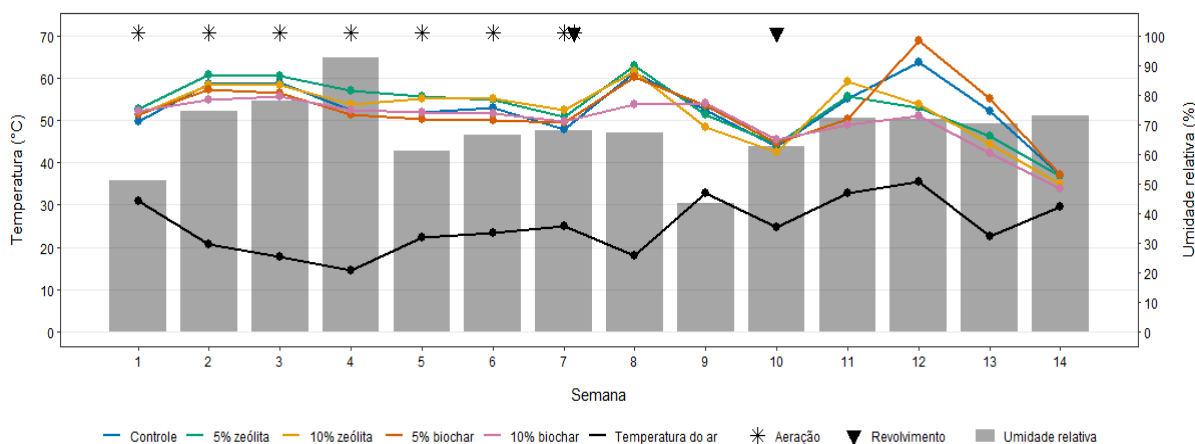


Figura 2. Temperatura semanal do ar, das células e umidade relativa do ar, durante a compostagem dos resíduos de pescado utilizando diferentes doses de biochar e zeólita.

A manutenção de temperaturas elevadas ao longo do processo de compostagem evidencia a elevada atividade microbiana associada ao resíduo utilizado. Esse

comportamento está diretamente relacionado à elevada concentração de matéria orgânica facilmente degradável, especialmente proteínas e lipídios, que intensificam os processos de oxidação e, conseqüentemente, a liberação de calor (Vilela et al., 2022). Assim, mesmo em células estáticas, a degradação microbiana foi suficiente para sustentar a fase termofílica por longos períodos. A produção contínua de calor, resultante da intensa atividade metabólica, promoveu picos térmicos característicos dessa fase (Huang et al., 2019). A persistência dessas temperaturas elevadas é relevante não apenas como indicador da eficiência do processo de decomposição, mas também por assegurar a sanitização do material, favorecendo a inativação de patógenos e contribuindo para a qualidade final do composto.

Embora o tratamento com 10% de biochar tenha atingido a fase termofílica durante a maior parte do processo, as temperaturas médias observadas foram inferiores às dos demais tratamentos. Esse comportamento pode estar associado ao aumento da porosidade e da condutividade térmica promovido pelo biochar, favorecendo maior dissipação de calor e menor acúmulo térmico na pilha (Ebrahimi et al., 2024). Além disso, a melhoria da aeração pode ter promovido atividade microbiana mais homogênea e estável, reduzindo picos térmicos localizados. Dessa forma, temperaturas ligeiramente inferiores não necessariamente indicam menor eficiência do processo, mas podem refletir maior equilíbrio físico e microbiológico do sistema.

Os valores de pH observados ao longo do experimento permaneceram dentro da faixa considerada adequada para o processo de compostagem, apresentando valores semelhantes entre os tratamentos. No início do processo, os valores de pH foram relativamente baixos, variando de 5,84 no tratamento controle a 6,20 no tratamento com 10% de biochar, enquanto os tratamentos com 5% e 10% de zeólita apresentaram valores intermediários (6,02 e 6,09, respectivamente). Esse comportamento inicial coincide com a fase de intensa atividade microbiana e com a rápida elevação da temperatura, período no qual ocorre o acúmulo de ácidos orgânicos resultantes da degradação de compostos facilmente biodegradáveis (Cao et al., 2019).

Com o avanço da compostagem e a manutenção da fase termofílica, especialmente por volta de 50 dias, observou-se aumento consistente do pH em todos os tratamentos, atingindo valores entre 7,8 e 8,2. Esse incremento pode ser atribuído à intensificação da mineralização do nitrogênio orgânico, favorecida pelas elevadas

temperaturas, com consequente formação de amônio (NH_4^+), promovendo a alcalinização do sistema. Ao final do processo (98 dias), o pH estabilizou-se em níveis alcalinos, com valores de 8,4 para o controle e os tratamentos com biochar, e valores ligeiramente superiores para os tratamentos com zeólita, especialmente na dose de 10% (8,8), indicando maior capacidade de retenção e troca de cátions nesse tratamento.

A inclusão de biochar e zeólita contribuiu para o aumento do pH inicial do material, independentemente da dose aplicada, evidenciando o efeito tamponante desses aditivos ao longo do processo, que contribuem para a neutralização dos ácidos orgânicos formados nas fases iniciais da compostagem (Liu et al., 2023). Além disso, o biochar pode atuar como agente alcalinizante por meio da liberação de grupos funcionais básicos, enquanto a zeólita, em razão de sua elevada capacidade de troca catiônica, pode adsorver íons H^+ e NH_4^+ , modulando o equilíbrio ácido-base do sistema (Chan et al., 2016; Luo et al., 2024). A interação entre temperaturas elevadas e maior estabilidade do pH nos tratamentos com aditivos sugere um ambiente mais favorável à atividade microbiana ao longo do processo. Resultados semelhantes foram reportados por Geng et al. (2024), reforçando o papel do biochar e da zeólita na estabilização térmica e química do meio durante a compostagem de resíduos orgânicos.

Essas condições ambientais mais estáveis influenciam diretamente a dinâmica de degradação da matéria orgânica e as transformações do carbono e do nitrogênio, refletindo-se em alterações na relação C:N ao longo do processo. A relação ideal carbono/nitrogênio (C:N) é um fator-chave para o sucesso do processo de compostagem, uma vez que determina a disponibilidade de energia e nutrientes necessários ao crescimento e à atividade dos microrganismos. De modo geral, considera-se que, para matérias-primas mistas, a relação C:N no início do processo deva situar-se entre 25:1 e 35:1, assegurando adequado suprimento de carbono como fonte energética e de nitrogênio para a síntese celular. Ao final da compostagem, espera-se a redução dessa relação para valores em torno de 12:1 a 10:1, indicativos de maior estabilização e maturidade do composto (Gabriela et al., 2025).

No presente estudo, a relação C:N do substrato em todos os tratamentos manteve-se dentro da faixa recomendada, tanto no material inicial quanto no composto final. No início do processo, os valores variaram entre 25 e 30:1, com relações

ligeiramente mais elevadas nos tratamentos com adição de biochar, o que pode ser atribuído ao aporte adicional de carbono proporcionado por esse material. Alguns estudos (Jindo et al., 2012; Awasthi et al., 2016) constataram que a inclusão de aditivos como biochar e serragem aumentou a relação C:N devido ao carbono recalcitrante. Ao final do processo, a relação C:N reduziu-se para valores entre 12 e 10:1 em todos os tratamentos, refletindo a estabilização do composto.

Conforme esperado, observou-se um aumento progressivo das reduções à medida que o processo avançou, indicando a intensificação da degradação da matéria orgânica durante a compostagem (Tabela 2).

A redução de carbono foi significativamente maior nos tratamentos com aditivos, em comparação ao controle, aos 50 e 98 dias de compostagem ($p < 0,001$). Aos 98 dias, os maiores valores de redução do C foram observados nos tratamentos com zeólita, especialmente na dose de 10%, que atingiu redução superior a 60%, enquanto o controle apresentou valores inferiores. Entre as doses de biochar, a adição de 10% resultou em maior redução de carbono aos 98 dias ($p = 0,01$), indicando efeito dependente da dose no estágio final do processo (Figura 3). Aos 50 dias, a maior redução de carbono nos tratamentos com aditivos evidencia que, ainda na fase ativa da compostagem, a modificação das propriedades físicas da massa, especialmente porosidade, retenção de umidade e difusão de oxigênio, já influenciava a predominância de rotas aeróbias de degradação. A melhoria estrutural do substrato reduz a formação de zonas anaeróbias e favorece o metabolismo heterotrófico oxidativo, que apresenta maior eficiência na mineralização do carbono lábil (J. Liu et al., 2020; Song et al., 2021).

Possivelmente, a maior degradação no estágio final da compostagem observada no tratamento com a zeólita esteja relacionada à elevada área superficial específica e à alta capacidade de troca catiônica do material, que contribuem para maior retenção de água e estabilização de nutrientes no sistema (Ania et al., 2020). A manutenção de condições microambientais mais estáveis ao longo do tempo pode ter sustentado a atividade microbiana mesmo na fase de maturação, intensificando a transformação do carbono residual. Resultados semelhantes foram reportados por D. Li et al. (2022), que, ao avaliarem a compostagem de resíduos alimentares com a adição de zeólita, observaram que os tratamentos com 10% e 15% do aditivo apresentaram uma

eficiência adicional na redução do carbono de 6,5% e 9,3%, respectivamente, em relação ao tratamento controle.

Tabela 2 – Reduções de carbono, nitrogênio, extrato etéreo e fibra em detergente neutro durante a compostagem dos resíduos de pescado em leiras estáticas com a inclusão de diferentes doses (5 e 10%) de biochar e zeólita aos 50, 70 e 98 dias de compostagem. 1m²

Tempo de compostagem (dias)	Contraste 1			Contraste 2			Contraste 3			Contraste 4		
	Controle	Aditivos	<i>p valor</i>	Biochar	Zeólita	<i>p valor</i>	Biochar 5%	Biochar 10%	<i>p valor</i>	Zeólita 5%	Zeólita 10%	<i>p valor</i>
Redução de carbono (%)												
50	47,3 ± 1,2	52,9 ± 0,8	<0,001	53,0 ± 0,7	52,8 ± 1,0	0,71	52,7 ± 0,4	53,4 ± 0,9	0,45	52,5 ± 1,0	53,2 ± 1,0	0,35
70	54,5 ± 1,2	55,4 ± 0,8	0,11	55,3 ± 0,9	55,5 ± 0,7	0,72	55,6 ± 1,3	55,0 ± 0,3	0,37	56,0 ± 0,5	55,0 ± 0,3	0,14
98	56,6 ± 0,4	59,7 ± 1,4	<0,001	58,7 ± 1,1	60,8 ± 0,7	<0,001	57,8 ± 0,6	59,5 ± 0,5	0,01	60,6 ± 1,0	61,0 ± 0,3	0,47
Redução de nitrogênio (%)												
50	48,2 ± 0,7	36,9 ± 5,2	<0,001	32,7 ± 2,0	41,1 ± 3,6	<0,001	31,2 ± 1,1	34,1 ± 1,7	0,01	37,9 ± 1,4	44,3 ± 0,1	<0,001
70	52,6 ± 2,0	42,2 ± 3,6	<0,001	40,2 ± 3,3	44,3 ± 2,6	<0,001	37,4 ± 1,2	43,0 ± 1,6	<0,001	42,0 ± 0,5	46,6 ± 0,7	0,002
98	61,4 ± 1,7	49,6 ± 3,3	<0,001	47,0 ± 2,7	52,2 ± 1,0	<0,001	44,6 ± 1,1	49,3 ± 0,5	<0,001	52,0 ± 0,9	52,3 ± 1,4	0,79
Redução de extrato etéreo (%)												
50	32,4 ± 1,9	59,0 ± 5,7	<0,001	58,9 ± 3,7	59,2 ± 7,7	0,57	55,6 ± 1,5	62,1 ± 1,0	<0,001	52,3 ± 0,9	66,2 ± 0,5	<0,001
70	44,1 ± 0,6	65,8 ± 3,7	<0,001	65,3 ± 3,2	66,4 ± 4,3	0,13	62,6 ± 1,4	68,0 ± 1,4	<0,001	62,5 ± 1,4	70,2 ± 0,9	<0,001
98	54,0 ± 0,5	72,9 ± 5,6	<0,001	73,6 ± 4,1	72,2 ± 7,2	0,04	70,2 ± 1,9	77,1 ± 1,6	<0,001	65,7 ± 0,7	78,7 ± 0,2	<0,001
Redução de fibra em detergente neutro (%)												
50	50,8 ± 2,3	51,1 ± 0,7	0,51	51,2 ± 0,8	51,1 ± 0,5	0,83	51,4 ± 0,8	50,9 ± 0,9	0,47	51,4 ± 0,5	50,7 ± 0,2	0,28
70	56,8 ± 0,5	54,0 ± 0,7	<0,001	54,1 ± 0,6	53,9 ± 0,9	0,68	53,7 ± 0,4	54,4 ± 0,6	0,27	54,6 ± 0,2	53,1 ± 0,4	0,02
98	62,3 ± 0,7	57,6 ± 1,4	<0,001	58,9 ± 0,6	56,4 ± 0,7	<0,001	59,2 ± 0,6	58,6 ± 0,5	0,40	56,8 ± 0,2	56,0 ± 0,7	0,22

C1, controle versus aditivos; C2, biochar versus zeólita; C3, biochar 5% versus biochar 10%; C4, zeólita 5% versus zeólita 10%.

No caso do biochar, o efeito dependente da dose observado aos 98 dias ($p = 0,01$) indica que níveis mais elevados do material potencializam sua função estrutural e como suporte para colonização microbiana. O biochar pode atuar como um suporte onde os microrganismos se fixam e se desenvolvem, aumentando o contato com o material orgânico e favorecendo sua decomposição. Em doses mais altas, esse efeito tende a ser mais expressivo, explicando a maior redução de carbono na dose de 10%. De forma semelhante, L. Wang et al. (2022) relataram que a inclusão de biochar intensificou a degradação do carbono durante a compostagem, resultando em uma redução adicional de 9,9% no teor de carbono no tratamento com 10% de biochar em comparação ao controle.

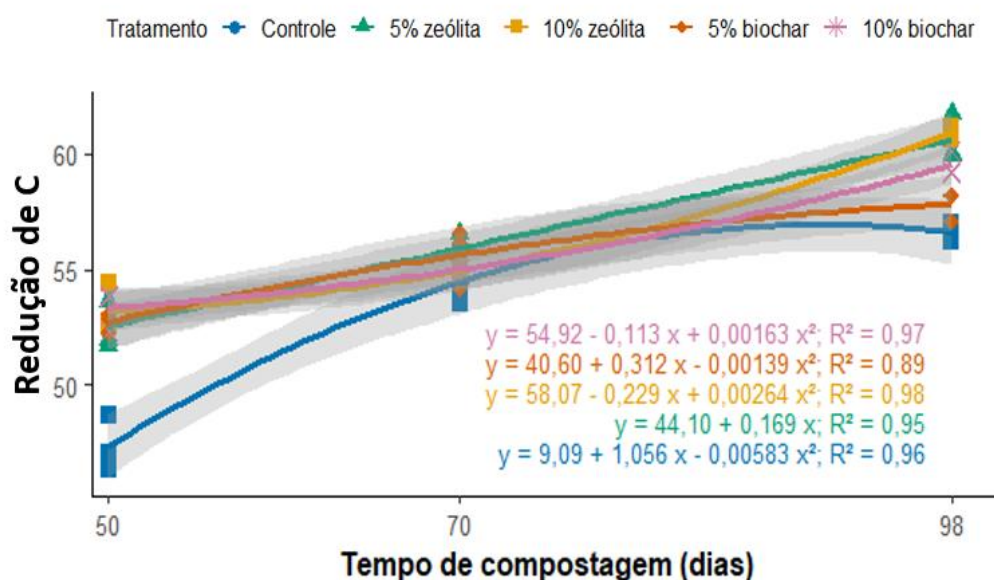


Figura 3. Reduções de carbono (C) durante a compostagem dos resíduos de peixe com diferentes doses de biochar e zeólita.

É importante destacar que a redução do teor de carbono ao longo da compostagem representa um balanço entre diferentes destinos do C. Parte do carbono é mineralizada biologicamente e convertida em formas gasosas, enquanto outra fração é transformada em compostos orgânicos mais estáveis, associados ao processo de humificação e à maturação do composto. Além disso, uma porção do carbono pode ser temporariamente incorporada à biomassa microbiana ativa.

Para o nitrogênio, o controle apresentou perdas significativamente mais elevadas em todos os tempos avaliados ($p < 0,001$), enquanto os tratamentos com aditivos promoveram maior retenção desse nutriente. A zeólita mostrou-se particularmente eficiente na redução das perdas de N, principalmente na dose mais elevada, o que pode estar associado à sua elevada capacidade de troca catiônica e retenção de amônio. Ao final da compostagem (98 dias), os tratamentos com biochar e zeólita apresentaram reduções de N entre 44 e 52%, significativamente inferiores às observadas no controle, indicando um efeito positivo dos aditivos na conservação do nitrogênio do composto (Tabela 2 e figura 4).

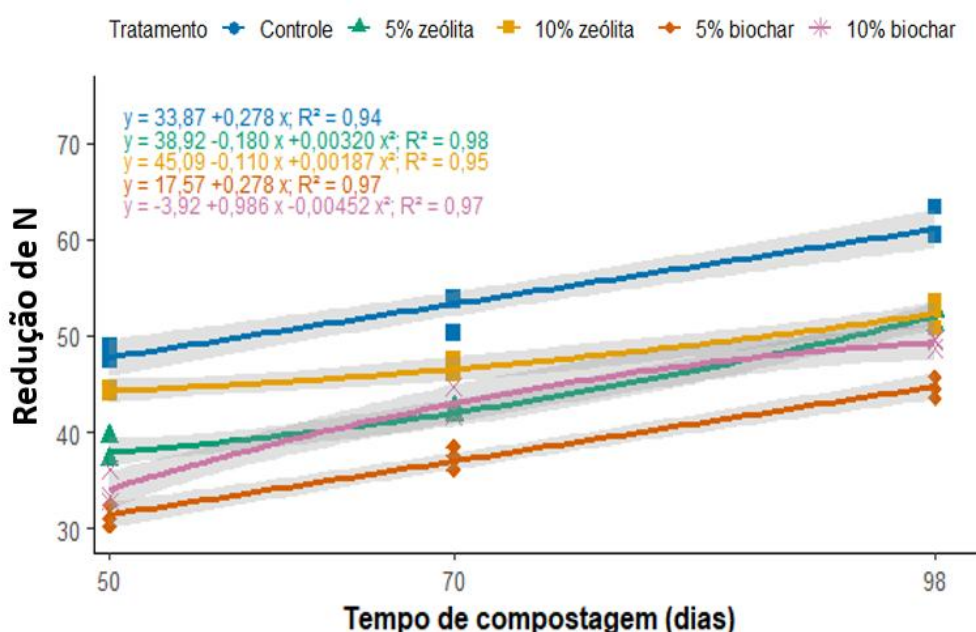


Figura 4. Reduções de nitrogênio (N) durante a compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita.

A maior retenção de nitrogênio nos tratamentos com biochar e zeólita indica que esses materiais modificaram a dinâmica do N no sistema, atuando tanto por mecanismos físico-químicos quanto microbiológicos. No caso da zeólita, sua elevada capacidade de troca catiônica favorece a adsorção de amônio (NH_4^+), reduzindo sua conversão para amônia (NH_3) e, conseqüentemente, sua perda por volatilização (Chen et al., 2023). Além disso, a retenção de amônio na estrutura da zeólita pode

prolongar sua permanência no sistema, permitindo posterior assimilação microbiana ou incorporação em compostos orgânicos mais estáveis. Diversos estudos relataram que a zeólita apresenta alta capacidade de reter N e enriquecer o composto. Manu et al., 2022 relataram que a inclusão de 10% de zeólita na compostagem de digestato de resíduos alimentares diminuiu as perdas de N em 39%. Já B. Wang et al. (2024) verificaram que a inclusão de 10% de zeólita na compostagem dos dejetos de aves aumentou em 17% a concentração de N no composto em relação ao tratamento sem o uso do aditivo.

O biochar, por sua vez, também apresenta superfície altamente porosa e grupos funcionais capazes de interagir com compostos nitrogenados, contribuindo para a retenção de amônio e para a redução da mobilidade do N no substrato. Sua estrutura pode ainda favorecer a imobilização temporária do nitrogênio microbiano, promovendo maior incorporação desse elemento à biomassa ativa durante as fases termofílica e de maturação (Chang et al., 2025). De forma semelhante ao observado no presente estudo, Wang et al. (2014) relataram que a inclusão de 10% de biochar na compostagem de resíduos de mineração aumentou a retenção de nitrogênio no composto final em cerca de 33%. Segundo os autores, esse efeito esteve associado à inibição da amonização e da desnitrificação, aliada à promoção da nitrificação biológica e à assimilação de amônia, processos favorecidos pela presença do biochar.

A maior conservação de N observada aos 98 dias nos tratamentos com aditivos sugere que esses mecanismos de retenção atuaram de forma contínua ao longo do processo, influenciando o balanço entre mineralização, imobilização e possíveis vias de perda. A manutenção de maior teor de nitrogênio no composto final indica maior eficiência na conservação do valor agrônômico do material, além de refletir alterações nas transformações do N durante a compostagem.

A redução do extrato etéreo foi fortemente influenciada pela presença dos aditivos ao longo de todo o processo, apresentando valores significativamente superiores aos do controle em todos os tempos avaliados ($p < 0,001$). Aos 98 dias, os tratamentos com biochar e zeólita, especialmente na dose de 10%, alcançaram reduções superiores a 75%, indicando maior degradação da fração lipídica do resíduo de pescado. Considerando que ambos os aditivos apresentam teor nulo de extrato etéreo, os resultados sugerem que a sua inclusão promoveu modificações nas

condições físicas e microbiológicas da massa compostada, favorecendo a degradação dos lipídios provenientes do resíduo (Tabela 2 e Figura 5).

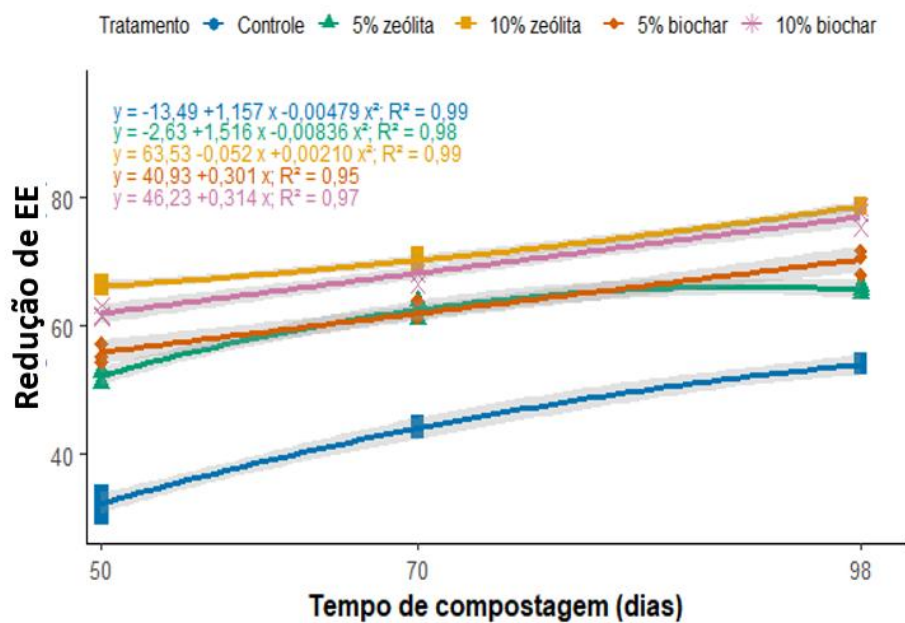


Figura 5. Reduções de extrato etéreo (EE) durante a compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita.

No resíduo de pescado, a fração lipídica encontra-se concentrada em tecidos ricos em triglicerídeos e ácidos graxos. Durante a compostagem, esses compostos são inicialmente hidrolisados por enzimas lipases, liberando glicerol e ácidos graxos livres (Lan et al., 2015). Em ambientes com limitação de oxigênio, esses ácidos graxos podem acumular-se e sofrer degradação anaeróbia parcial, formando intermediários como acetato, hidrogênio e outros compostos reduzidos, que podem alimentar vias metanogênicas (Jin et al., 2023; Shi et al., 2023).

A incorporação de biochar e zeólita altera esse cenário. O aumento da dose amplia a fração estrutural inerte da mistura, reduzindo a compactação causada pelo alto teor de gordura do resíduo de pescado, que tende a formar agregados coesos e menos permeáveis ao ar. Com maior proporção de partículas rígidas e porosas, há

aumento da macroporosidade da massa, facilitando a difusão de oxigênio até microambientes anteriormente mais compactados.

No caso do biochar, sua superfície porosa pode adsorver moléculas orgânicas hidrofóbicas, incluindo ácidos graxos de cadeia longa liberados durante a hidrólise lipídica. Essa adsorção pode reduzir a formação de películas lipídicas que dificultam a infiltração de água e aeração local. Além disso, ao dispersar fisicamente a gordura no interior da matriz, o biochar aumenta a interface entre lipídios e microrganismos lipolíticos (Angel et al., 2026).

A zeólita, por apresentar elevada afinidade por água, contribui estruturalmente ao melhorar a distribuição da umidade e manter condições menos saturadas, evitando a formação de bolsões anaeróbios associados ao acúmulo de gordura (Soudejani et al., 2019).

Com maior disponibilidade de oxigênio, os ácidos graxos liberados são preferencialmente direcionados à β -oxidação, processo aeróbio no qual são convertidos em acetil-CoA, posteriormente oxidado no ciclo do ácido cítrico, resultando principalmente na formação de CO_2 . Em contraste, sob condições anaeróbias, esses intermediários podem ser convertidos em substratos para arqueias metanogênicas, culminando na formação de CH_4 via rota acetoclástica ou hidrogenotrófica (Notter et al., 2009).

Portanto, o aumento da dose de aditivos não apenas dilui a fração lipídica inicial, mas modifica a estrutura física da pilha, reduz a formação de microambientes redutores e favorece a degradação aeróbia completa dos lipídios. Esse conjunto de efeitos explica as reduções superiores a 75% do extrato etéreo aos 98 dias, refletindo maior estabilização da matéria orgânica e melhor qualidade do composto final.

Em relação à FDN, diferenças menos pronunciadas foram observadas no início do processo, não havendo efeito significativo dos aditivos aos 50 dias. No entanto, aos 70 e 98 dias, o controle apresentou maiores reduções de FDN em comparação aos tratamentos com aditivos ($p < 0,001$) (Tabela 1 e figura 6). A redução superior a 50% da FDN já aos 50 dias indica intensa atividade de microrganismos lignocelulolíticos em todos os tratamentos, evidenciando que a degradação da fração fibrosa ocorreu de forma expressiva independentemente da inclusão dos aditivos. A

decomposição de celulose e hemicelulose durante a compostagem é majoritariamente conduzida por fungos filamentosos, que produzem enzimas extracelulares capazes de hidrolisar polímeros estruturais complexos (Lu et al., 2025). Esses microrganismos apresentam elevada capacidade de colonização de materiais lignocelulósicos, especialmente na fase termofílica e no início da fase de resfriamento.

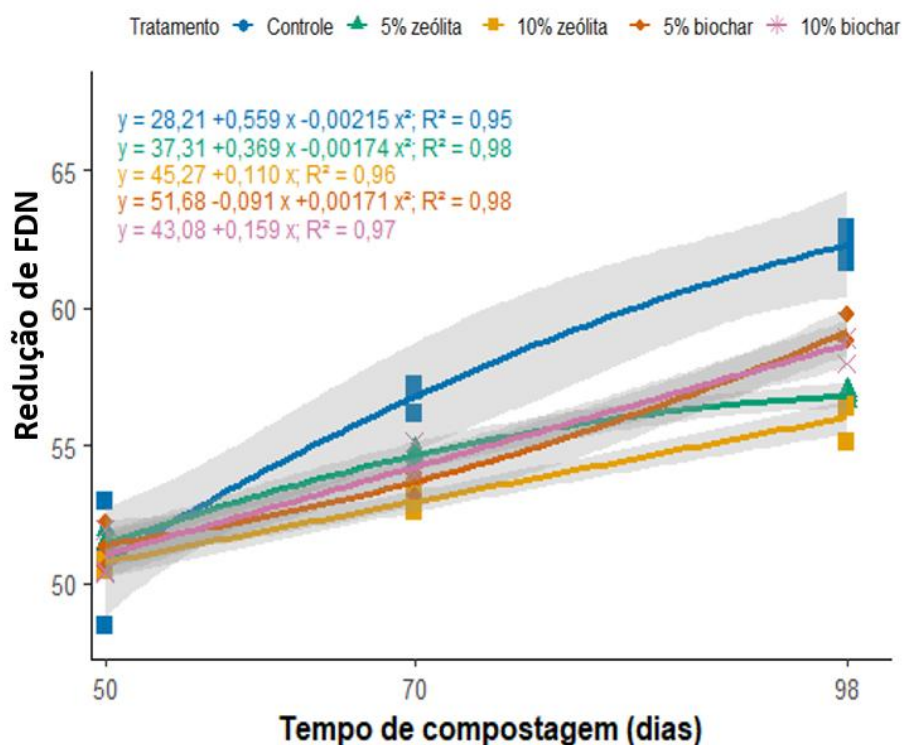


Figura 6. Reduções de fibra em detergente neutro (FDN) durante a compostagem dos resíduos de peixe com diferentes doses de biochar e zeólita.

As diferenças observadas entre os tratamentos podem estar relacionadas à dinâmica de sucessão microbiana. Na compostagem com aditivos, a maior degradação de frações como lipídios e carbono lábil pode ter sustentado por mais tempo comunidades bacterianas heterotróficas de crescimento rápido, modulando a intensidade relativa da atividade fúngica sobre a fração estrutural. Em contraste, no controle, onde a transformação dessas frações foi menos expressiva, a degradação da fibra pode ter assumido maior relevância metabólica, resultando em maior redução percentual da FDN.

As diferenças observadas entre os aditivos ao longo do tempo sugerem que seus efeitos sobre a degradação da fração fibrosa estão associados às suas propriedades funcionais específicas e à dose aplicada. Aos 98 dias, o biochar promoveu maior redução da FDN em comparação à zeólita, possivelmente devido à sua elevada porosidade e à presença de microestruturas que favorecem a colonização e a persistência de fungos lignocelulolíticos durante a fase de maturação da compostagem. Esse efeito pode ter intensificado a degradação da fração estrutural no estágio final do processo (Wang et al., 2021). Evidências da literatura indicam que a inclusão de biochar pode modificar significativamente a estrutura das comunidades microbianas durante a compostagem, favorecendo grupos associados à degradação da lignocelulose. De acordo com Jia et al. (2023), a adição de biochar aumentou a abundância relativa de microrganismos pertencentes ao filo Firmicutes quando comparado ao tratamento controle, além de promover a dominância de gêneros como *Streptomyces*, *Thermobacillus*, *Thermopolyspora* e *Sphaerimonospora*. Esses microrganismos são reconhecidos por sua capacidade de produzir enzimas lignocelulolíticas e atuar na degradação de celulose e lignina sob condições termofílicas, contribuindo para a formação de compostos húmicos de menor peso molecular. Segundo os autores, a elevada porosidade e área superficial do biochar favorecem a colonização microbiana e a formação de microambientes propícios à atividade enzimática, intensificando os processos de transformação da fração fibrosa.

Esses achados sugerem que o biochar pode atuar como modulador da sucessão microbiana, selecionando populações funcionalmente mais eficientes na degradação da lignocelulose, o que fornece suporte mecanístico para as diferenças observadas na dinâmica da FDN no presente estudo.

Por outro lado, aos 70 dias, a zeólita na dose de 5% apresentou maior redução da FDN em relação à dose de 10%, sugerindo a existência de uma faixa ótima de inclusão. Em concentrações moderadas, a zeólita pode favorecer o equilíbrio hídrico e a disponibilidade de nitrogênio, estimulando a atividade microbiana. Entretanto, doses mais elevadas podem aumentar excessivamente a fração mineral do substrato e intensificar a adsorção de amônio, modulando temporariamente a atividade dos microrganismos responsáveis pela degradação da fibra.

Emissão diária e acumulada de CH₄, CO₂ e N₂O e potencial de aquecimento

De modo geral, as emissões diárias de CH₄, CO₂ e N₂O apresentaram elevada variabilidade ao longo do processo de compostagem, com picos associados a eventos específicos do manejo e às diferentes fases do processo (Figuras 7A, 8A e 9A). Em contraste, as emissões acumuladas (Figuras 7B, 8B e 9B) evidenciaram diferenças claras entre os tratamentos, permitindo avaliar o efeito final da adição de biochar e zeólita sobre o balanço total de gases ao longo do período avaliado.

As emissões diárias de CH₄ no tratamento controle foram mais elevadas e apresentaram maior irregularidade em comparação aos tratamentos com aditivos, com picos que atingiram aproximadamente 15 mg·kg⁻¹ de MS do resíduo de pescado em determinados períodos do processo (Figura 7A). Em contraste, nos tratamentos com adição de biochar e zeólita, as emissões diárias permaneceram consistentemente inferiores, com picos entre 3 e 5 mg·kg⁻¹ de MS. Esse comportamento refletiu-se nas emissões acumuladas, nas quais o controle apresentou valores estatisticamente superiores ao longo de todo o período de compostagem (Figura 7B).

As emissões observadas estão diretamente relacionadas às características do resíduo de pescado, que apresenta elevado teor de lipídios, proteínas e umidade, conferindo alta biodegradabilidade e intensa atividade microbiana. A rápida degradação desses compostos implica elevado consumo de oxigênio e produção de metabólitos intermediários, favorecendo a formação de gradientes internos de O₂ na massa compostada. Ao longo do processo, foi necessária a adição de água para manter a umidade ideal, o que possivelmente contribuiu para o aumento das emissões observadas no tratamento controle. Embora a manutenção da umidade seja fundamental para sustentar a atividade microbiana, em sistemas de compostagem com leiras estáticas a adição de água pode intensificar a compactação do material, reduzir temporariamente a porosidade e limitar a difusão de oxigênio, especialmente em regiões mais densas. Esse efeito é potencializado quando o substrato apresenta elevada umidade e alto teor de extrato etéreo, como ocorre com resíduos de pescado, cujas características físico-químicas favorecem a diminuição da porosidade estrutural

e estimulam a formação de zonas anaeróbias, criando condições propícias à metanogênese (Leite et al., 2022).

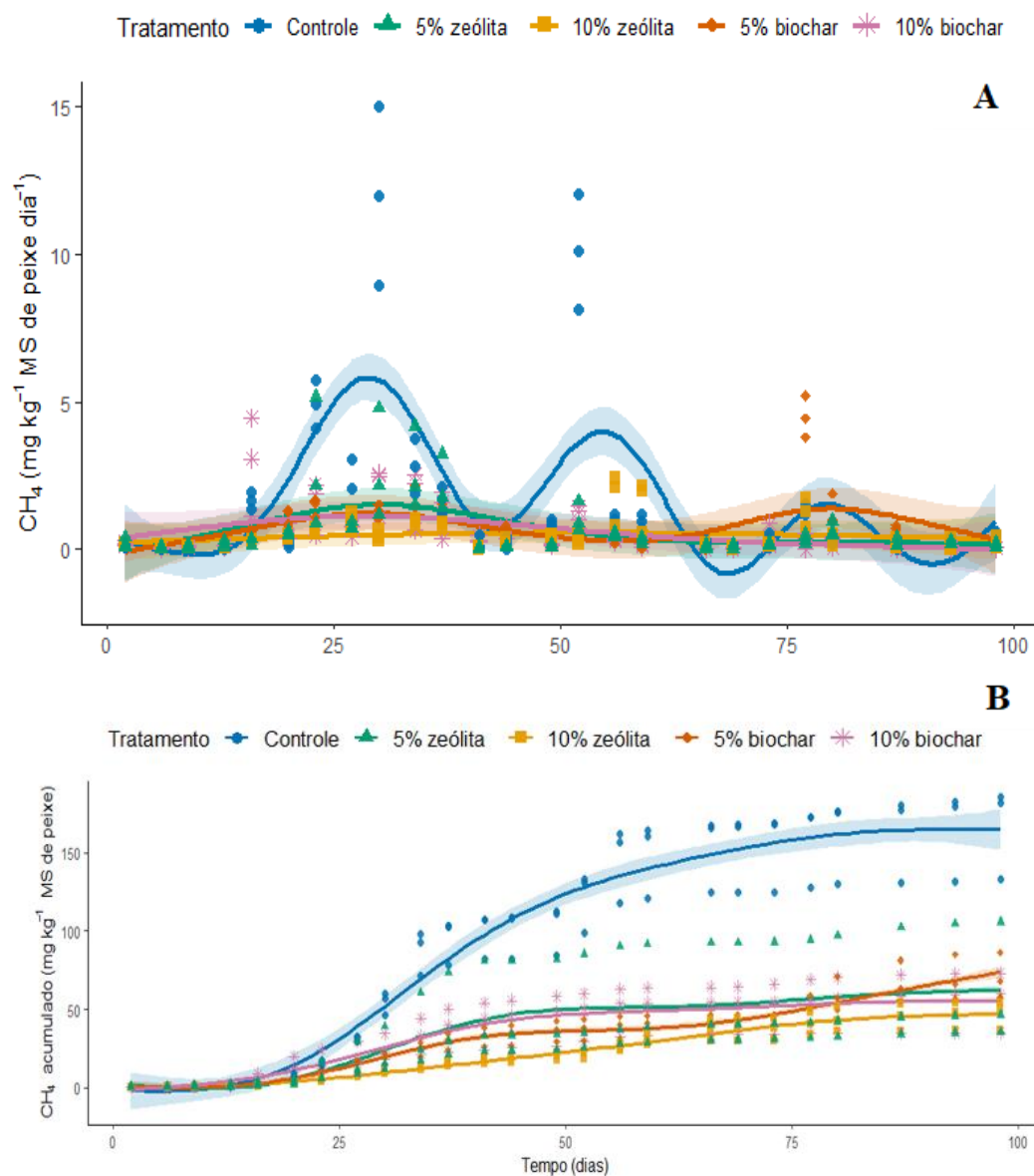


Figura 7. Fluxos médios diários (A) e emissão cumulativa (B) de CH₄ medidos ao longo dos 98 dias de compostagem e as tendências estatisticamente ajustadas (linhas). A área sombreada representa os intervalos de confiança de 95%.

Nos tratamentos com adição de biochar e zeólita, a água possivelmente foi mais bem distribuída no interior das células de compostagem devido às propriedades físicas desses aditivos, como elevada porosidade e maior superfície específica. Essas

características favorecem tanto a retenção e redistribuição da umidade quanto o transporte de oxigênio no interior da massa compostada, reduzindo a ocorrência de condições anaeróbias e, conseqüentemente, a produção de CH_4 (Zhang and Louis, 2024).

Cabe destacar que todos os tratamentos, inclusive o controle, continham maravalha como agente estruturante. A maravalha desempenha papel essencial no aumento da porosidade e na promoção de condições aeróbias, reduzindo a ocorrência de anaerobiose. No entanto, em substratos altamente úmidos e facilmente degradáveis, a elevada taxa respiratória microbiana pode exceder a capacidade de reposição de oxigênio por difusão, mesmo na presença de material estruturante e revolvimentos periódicos. Assim, no tratamento controle, a combinação entre alta demanda respiratória, redistribuição da umidade e possível compactação progressiva da matriz favoreceu a formação de microambientes anaeróbios, propícios à atividade metanogênica (Zhou et al., 2023).

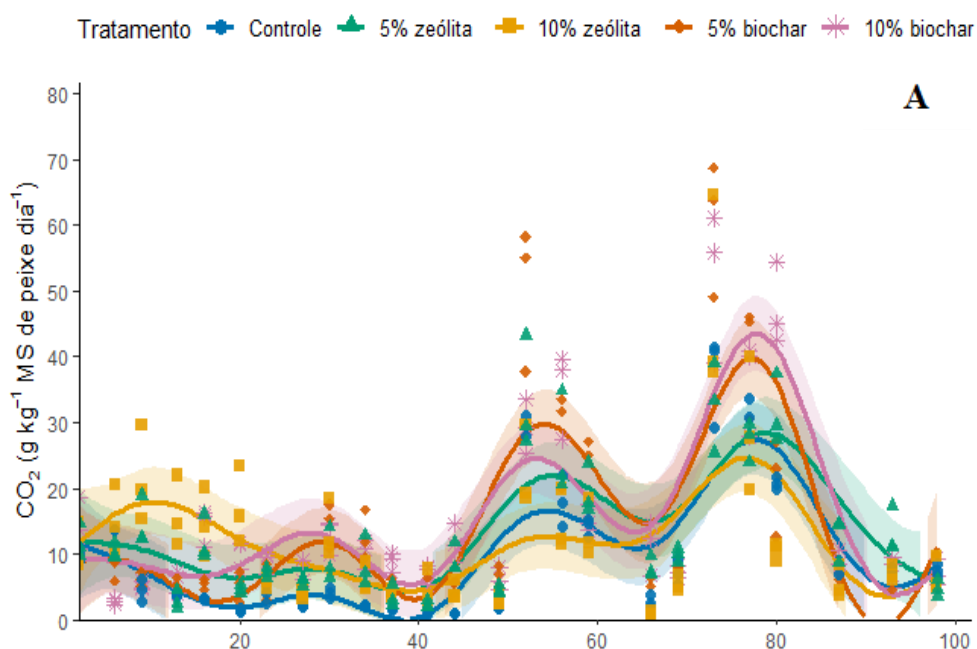
Dessa forma, a atuação do biochar e da zeólita potencializou o efeito estruturante já proporcionado pela maravalha, compensando as limitações impostas pela elevada biodegradabilidade e umidade do resíduo. Além disso, ao favorecer condições mais aeróbias, esses aditivos podem ter direcionado o metabolismo microbiano para rotas oxidativas mais eficientes, nas quais o carbono é predominantemente convertido em CO_2 em vez de CH_4 . Esse redirecionamento metabólico contribui para maior eficiência energética microbiana e menor formação de CH_4 .

Resultados semelhantes foram relatados por Geng et al. (2024), que observaram reduções de 47,9% e 28,4% nas emissões de CH_4 com a adição de 10% de biochar de palha de milho e 10% de zeólita, respectivamente, durante a compostagem de resíduos alimentares. Esses autores atribuíram a mitigação das emissões à melhoria da estrutura física da pilha e à maior estabilidade das condições aeróbias, corroborando os achados do presente estudo.

As emissões diárias de CO_2 apresentaram picos pronunciados em todos os tratamentos, especialmente após os revolvimentos, com valores que alcançaram aproximadamente 40 a 60 g kg^{-1} de MS do resíduo de pescado em períodos de maior atividade microbiana (Figura 8A). Apesar da variabilidade diária, as emissões acumuladas de CO_2 foram semelhantes ou ligeiramente superiores nos tratamentos

com biochar e zeólita em comparação ao controle, indicando elevada mineralização da matéria orgânica ao longo do processo (Figura 8B).

O maior pico de emissão foi observado após o revolvimento realizado aos 70 dias, o que sugere a combinação de fatores físicos e biológicos nesse estágio da compostagem. Nessa fase intermediária, embora parte das frações mais lábeis já tenha sido degradada, ainda permanecem compostos orgânicos passíveis de oxidação, como celulose, hemicelulose, proteínas parcialmente transformadas e lipídios residuais, além de metabólitos microbianos e biomassa microbiana em renovação. Esses substratos, de degradabilidade intermediária, podem sustentar elevada atividade microbiana quando há restabelecimento da aeração.



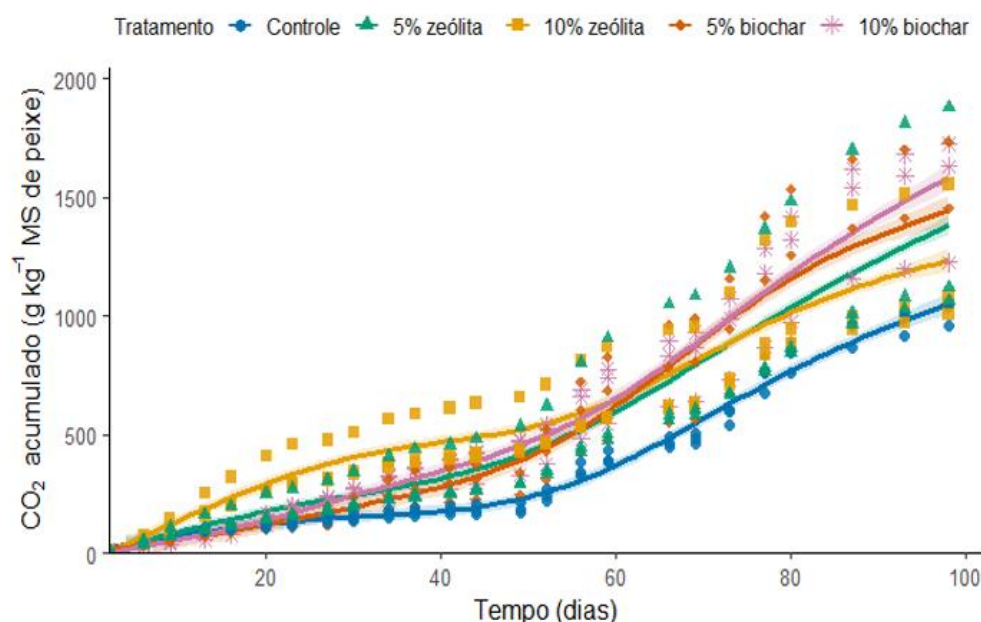
B

Figura 8. Fluxos médios diários (A) e emissão cumulativa (B) de CO₂ medidos ao longo dos 98 dias de compostagem e as tendências estatisticamente ajustadas (linhas). A área sombreada representa os intervalos de confiança de 95%.

O revolvimento promove a incorporação de oxigênio, a redistribuição da umidade e a exposição de novas superfícies do material orgânico à ação microbiana, intensificando temporariamente a respiração aeróbia e, consequentemente, a liberação de CO₂. Esse comportamento está de acordo com o relatado por Valente et al. (2017), que observaram aumento significativo no índice de mineralização aos 45 e 60 dias durante a compostagem de resíduos marinhos, associado à maior emissão de CO₂ decorrente da atividade respiratória microbiana. Assim, o pico observado aos 70 dias no presente estudo pode ser interpretado como resultado da intensificação da mineralização da matéria orgânica remanescente, favorecida pelo revolvimento.

O CO₂ é um dos principais produtos da respiração microbiana aeróbica durante a compostagem, sendo liberado juntamente com calor e vapor d'água (L. Wang et al., 2025). Dessa forma, sua emissão está diretamente associada à intensidade da atividade microbiológica e, consequentemente, à degradação da matéria orgânica do substrato. Em ambientes com boas condições de compostagem, como a aeração adequada, a umidade e a disponibilidade de carbono facilmente degradável, a

atividade microbiana se intensifica, resultando em maior liberação de CO_2 (Wang et al., 2024).

Embora o CO_2 seja o principal gás emitido, sua liberação possui origem essencialmente biogênica, decorrente da oxidação do carbono recentemente fixado, e pode ser interpretada como um indicativo positivo da eficiência do processo. (Lu et al., 2025).

A emissão de N_2O manteve-se baixa durante a maior parte do processo de compostagem, com valores próximos de zero até aproximadamente o 60º dia (Figura 9A). A partir desse período, observou-se um aumento gradual das emissões, com picos mais pronunciados na fase final do processo. Os maiores picos de emissão de N_2O foram registrados nos tratamentos com biochar a 5%, que atingiram valores próximos de $120\text{--}140 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de MS do resíduo de pescado entre os dias 93 e 98. O tratamento controle apresentou picos intermediários, com valores em torno de $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de MS no mesmo período. O tratamento com zeólita (5 e 10%) exibiu picos de menor magnitude, variando aproximadamente entre 40 e $80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de MS do resíduo de pescado.

Esse comportamento refletiu-se nas emissões acumuladas de N_2O , nas quais o tratamento com biochar a 5% apresentou os maiores valores ao final do processo, seguido pelo controle (Figura 9B). Em contraste, os tratamentos com zeólita resultaram em menores emissões acumuladas de N_2O , indicando um efeito modulador desse aditivo sobre a liberação total desse gás ao longo da compostagem.

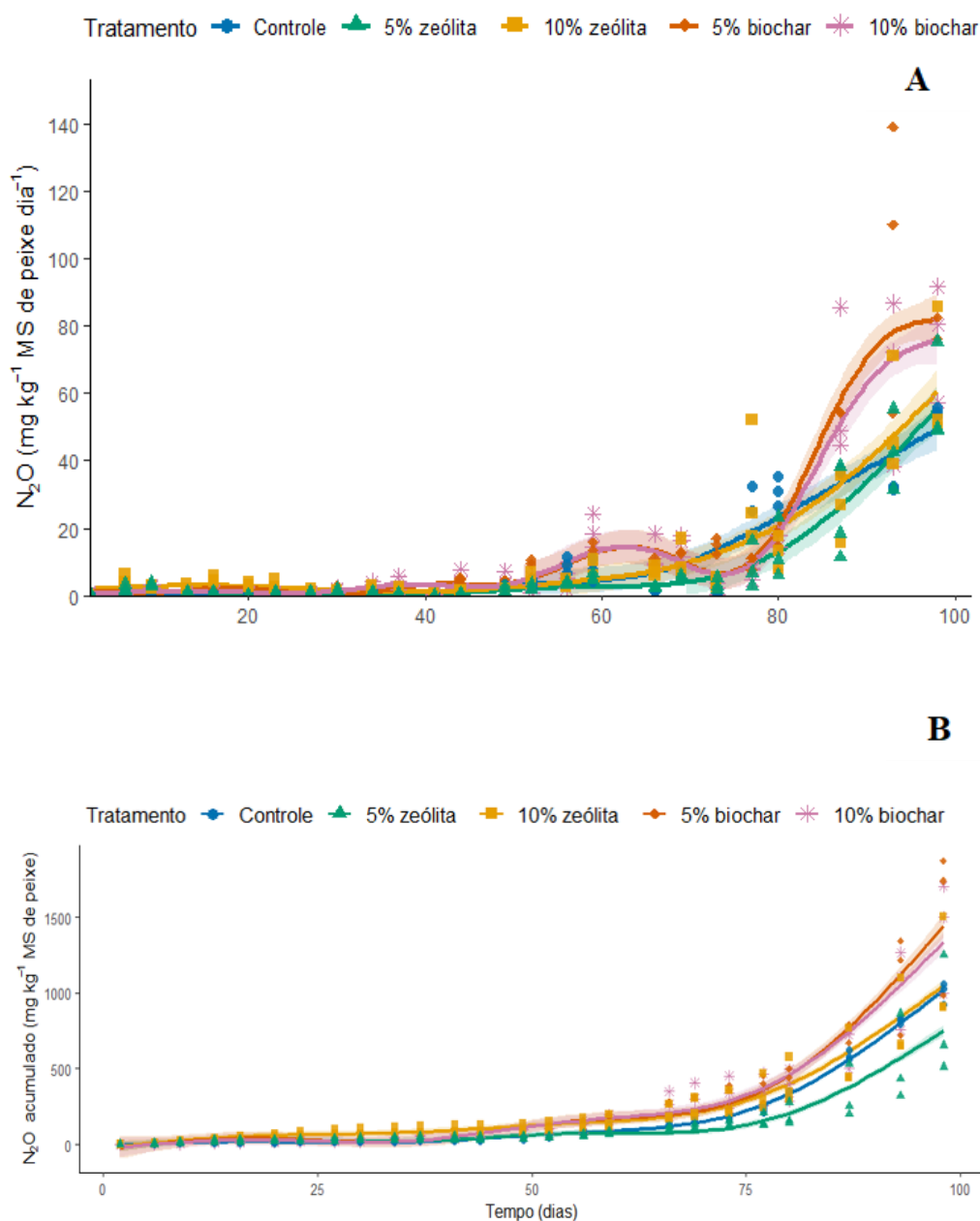


Figura 9. Fluxos médios diários (A) e emissão cumulativa (B) de N_2O medidos ao longo dos 98 dias de compostagem e as tendências estatisticamente ajustadas (linhas). A área sombreada representa os intervalos de confiança de 95%.

A emissão de N_2O na fase final da compostagem está associada principalmente ao processo de desnitrificação, que consiste na redução do NO_3^- a gases nitrogenados (N_2O e N_2) sob condições de baixa disponibilidade de oxigênio (López-

cano et al., 2016). Nas fases iniciais do processo, o nitrogênio orgânico é mineralizado a NH_4^+ , o qual é subsequentemente oxidado a NO_2^- e, em seguida, a NO_3^- por ação de bactérias nitrificantes em ambiente aeróbio. Como resultado, ocorre o acúmulo de NO_3^- ao longo do processo, especialmente na fase de maturação, quando a atividade nitrificante diminui (He et al., 2017). Nesse estágio, a redução da concentração de oxigênio e a exaustão do carbono facilmente degradável limitam a disponibilidade de elétrons necessária para que a desnitrificação prossiga até N_2 , levando à liberação de N_2O como produto intermediário (Wang et al., 2018). Semelhante ao observado no presente estudo, B. Wang et al. (2024), ao avaliarem a compostagem de dejetos de aves com a inclusão de diferentes doses de zeólita, relataram emissões de N_2O mais pronunciadas nas fases finais do processo. Os autores atribuíram esse comportamento à elevada concentração inicial de NH_4^+ , associada às altas temperaturas observadas nas fases iniciais, condições que possivelmente suprimiram a atividade dos microrganismos nitrificantes e limitaram a formação de N_2O nesse período. Com o avanço da compostagem e a redução gradual da temperatura, aliadas à maior disponibilidade de formas oxidadas de nitrogênio, a emissão de N_2O tornou-se mais evidente. Além disso, os autores observaram que os tratamentos com adição de zeólita apresentaram emissões de N_2O inferiores às do tratamento controle, evidenciando o potencial desse aditivo na mitigação desse gás, possivelmente em função da adsorção de NH_4^+ e da limitação do substrato disponível para nitrificação e desnitrificação.

É possível observar (Tabela 3) que, ao contrastar as emissões de GEE entre o tratamento controle e os tratamentos contendo aditivos, foi observada diferença significativa ($p < 0,05$) sobre a emissão de CH_4 , sendo que a inclusão dos aditivos minimizou a emissão desse gás em relação ao controle ($167 \pm 29 \text{ mg/Kg}^{-1}$ e $59 \pm 22 \text{ mg/Kg}^{-1}$ de MS do resíduo de pescado, respectivamente). A adição de biochar e zeólita resultou na redução das emissões de CH_4 ao longo do processo de compostagem, independentemente da dose aplicada. Esse efeito pode ser atribuído à melhoria das condições físicas do material, especialmente no que se refere à estrutura e à porosidade da massa compostada, favorecendo a difusão de oxigênio e reduzindo a extensão dos microambientes anaeróbios (Sun et al., 2024; Chang et al., 2025). Além disso, o biochar, por apresentar elevada área superficial e estrutura

altamente porosa, pode atuar como suporte para microrganismos aeróbios e metanotróficos, além de adsorver compostos orgânicos facilmente fermentáveis, limitando a disponibilidade de substrato para a metanogênese (Lin et al., 2022). A zeólita, por sua vez, contribui para a retenção de umidade e de cátions, promovendo maior estabilidade do sistema e reduzindo condições propícias à produção de CH₄ (Waqas et al., 2019). A redução das emissões de CH₄ nos tratamentos com aditivos, mesmo sob temperaturas elevadas típicas da fase termofílica, indica que a melhoria das condições de aeração e da estrutura do material foi suficiente para suprimir a atividade metanogênica.

Tabela 3. Emissões totais de GEE durante a compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita.

C1			
Gases (mg/Kg⁻¹ de MS do resíduo de pescado)	Controle	Aditivos	<i>p valor</i>
Óxido nitroso	1006 ± 74	1213 ± 448	0,39
Metano	167 ± 29	59 ± 22	<0.001
Dióxido de carbono	1022,91 ± 58,67	1374,59 ± 321,23	0,11
C2			
	Biochar	Zeólita	<i>p valor</i>
Óxido nitroso	1468 ± 387	957 ± 368	0,03
Metano	63 ± 17	55 ± 26	0,56
Dióxido de carbono	1467,39 ± 285,61	1281,80 ± 353,24	0,33
C3			
	Biochar 5%	Biochar 10%	<i>p valor</i>
Óxido nitroso	1535 ± 479	1402 ± 363	0,66
Metano	71 ± 14	56 ± 19	0,47
Dióxido de carbono	1408,07 ± 350,66	1526,70 ± 265,36	0,65
C4			
	Zeólita 5%	Zeólita 10%	<i>p valor</i>
Óxido nitroso	806 ± 391	1109 ± 343	0,32
Metano	63 ± 38	47 ± 9	0,46

Dióxido de carbono	1351,94 ± 456,04	1211,65 ± 298,68	0,60
--------------------	------------------	------------------	------

C1, controle versus aditivos; C2, biochar versus zeólita; C3, biochar 5% versus biochar 10%; C4, zeólita 5% versus zeólita 10%.

Ao contrastar as emissões dos gases entre os tipos de aditivos, biochar e zeólita, observou-se diferença significativa ($p < 0,05$) apenas para a emissão de N_2O , com maiores valores associados ao biochar (1468 mg/Kg^{-1} de MS do resíduo). Por outro lado, não foram observadas diferenças significativas entre biochar e zeólita nas emissões de CH_4 e CO_2 . Quando realizado o contraste entre as duas doses de biochar e de zeólita (5 e 10%), não houve diferença significativa ($p > 0,05$) na emissão dos GEE avaliados.

A menor emissão de N_2O observada nos tratamentos com zeólita, em comparação com o biochar, pode ser atribuída às propriedades físico-químicas desse material, especialmente à sua elevada capacidade de troca catiônica e à sua afinidade por íons amônio (NH_4^+). A retenção de NH_4^+ nos sítios de troca da zeólita tende a reduzir a disponibilidade imediata de nitrogênio mineral no composto, limitando os processos microbianos de nitrificação e desnitrificação, principais vias de produção de N_2O (H. Wang et al., 2025). Além disso, a imobilização temporária do nitrogênio pela zeólita pode promover uma liberação mais gradual desse nutriente, diminuindo picos de disponibilidade que favorecem a formação de N_2O .

Além dos efeitos físico-químicos, evidências recentes indicam que a zeólita também pode modular diretamente o potencial funcional das comunidades microbianas envolvidas no metabolismo do nitrogênio. Em estudo conduzido por Geng et al. (2024), avaliando a compostagem de resíduos alimentares com inclusão de zeólita, foram observadas alterações na abundância de genes associados aos processos de nitrificação e desnitrificação. Especificamente, o gene *norB*, responsável pela conversão de óxido nítrico (NO) em N_2O durante a desnitrificação, apresentou menor abundância relativa nos tratamentos com 5 e 10% de zeólita em comparação ao controle. A redução da abundância do gene *norB* sugere que a zeólita pode suprimir etapas intermediárias da desnitrificação associadas à formação de N_2O , reforçando a hipótese de que esse aditivo atua tanto pela regulação da disponibilidade de nitrogênio

quanto pela modulação da estrutura e do potencial funcional da comunidade microbiana.

As emissões de CO₂ equivalente (CO₂eq), calculadas a partir das emissões de CH₄ e N₂O, variaram entre os tratamentos (Tabela 4). O tratamento controle apresentou emissão de 271266 mg CO₂eq kg⁻¹ de MS do resíduo de pescado. A inclusão de biochar não resultou em redução das emissões de CO₂eq em relação ao controle, independentemente da dose aplicada. Os valores observados foram de 408763 mg CO₂eq kg⁻¹ de ST para a dose de 5% e 373098 mg CO₂eq kg⁻¹ de MS para a dose de 10%, ambos superiores ao tratamento controle.

Tabela 4. Emissão de CO₂ equivalente durante a compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita.

Tratamentos	CH ₄	N ₂ O	PAG	Redução/aumento da emissão de CO ₂ eq (%)
Controle	167	1006	271266	
5% biochar	71	1535	408763	+50,68
10% biochar	56	1402	373098	+37,54
5% zeólita	63	806	215354	-20,61
10% zeólita	47	1109	295201	+8,82

Sinal (+) indica aumento na emissão de CO₂eq e sinal (–) indica redução. As unidades dos gases estão expressas em mg/Kg⁻¹ de MS do resíduo de pescado.

Esse aumento no CO₂eq, mesmo diante da redução nas emissões de CH₄ observada com a adição de biochar, indica que o N₂O exerceu papel predominante na determinação do potencial de aquecimento global do sistema. Considerando que o fator de potencial de aquecimento global do N₂O é substancialmente superior (265) ao do CH₄ (28), pequenos incrementos nas emissões de N₂O podem compensar, ou até superar, reduções expressivas nas emissões de metano.

A elevação das emissões de N₂O nos tratamentos com biochar pode estar associada a alterações nas condições físico-químicas do substrato, como maior aeração, modificações no pH e aumento da disponibilidade de nitrogênio mineral, fatores que favorecem tanto a nitrificação quanto a desnitrificação parcial. A melhoria da

porosidade promovida pelo biochar pode intensificar a difusão de oxigênio, estimulando a nitrificação e aumentando a formação de NO_3^- , que posteriormente pode ser reduzido via desnitrificação (Yu et al., 2019).

Além disso, mudanças na estrutura microbiana induzidas pelo biochar podem contribuir para maior produção de N_2O . Geng et al. (2024), ao avaliarem as alterações dinâmicas de genes funcionais relacionados à formação de N_2O durante a compostagem, observaram maior abundância do gene *norB* na presença de biochar. Esse gene codifica a enzima óxido nítrico redutase, responsável pela conversão de NO em N_2O . O aumento na abundância desse gene sugere que o biochar pode estimular etapas intermediárias da desnitrificação, favorecendo a formação de N_2O .

No tratamento com zeólita para a dose de 5%, observou-se redução das emissões de CO_2eq em relação ao controle, com valor de 215354 mg $\text{CO}_2\text{eq kg}^{-1}$ de MS do resíduo. Por outro lado, a dose de 10% de zeólita resultou em maior emissão de CO_2eq do que o tratamento controle (295201 mg $\text{CO}_2\text{eq kg}^{-1}$ de MS), embora ainda inferior às emissões observadas nos tratamentos com biochar, independentemente da dose aplicada.

A redução expressiva do CO_2eq observada no tratamento com 5% de zeólita reflete a menor emissão de N_2O nesse tratamento, indicando que essa dose foi eficaz em modular os processos microbianos associados às transformações do nitrogênio, como nitrificação e desnitrificação. A zeólita, especialmente clinoptilolita, apresenta elevada CTC, favorecendo a adsorção de NH_4^+ e reduzindo sua disponibilidade imediata para os microrganismos nitrificantes (Awasthi et al., 2016). Essa retenção de nitrogênio amoniacal pode diminuir a taxa de nitrificação e, conseqüentemente, reduzir a formação de NO_3^- , limitando o substrato disponível para a desnitrificação e a produção de N_2O .

Em contrapartida, o aumento do CO_2eq na dose de 10% de zeólita, em relação à dose de 5%, sugere um efeito dose-dependente. Concentrações mais elevadas do aditivo podem alterar significativamente a estrutura física da massa compostada, aumentando a porosidade e a aeração, o que pode estimular a nitrificação (Zhang et al., 2016). Além disso, embora a zeólita retenha NH_4^+ , o excesso do material pode criar um reservatório de nitrogênio mineral que, sob condições favoráveis de umidade

e atividade microbiana, seja gradualmente disponibilizado, sustentando fluxos mais intensos de nitrificação e desnitrificação parcial (Awasthi et al., 2016).

Além do impacto direto nas emissões gasosas durante a compostagem, é fundamental considerar os reflexos desses tratamentos sobre a qualidade final do composto. A menor emissão de N_2O observada na dose de 5% sugere maior eficiência na retenção do nitrogênio no sistema, contribuindo para a manutenção do seu valor fertilizante.

Essa conservação possui implicações ambientais relevantes. Compostos que mantêm maior disponibilidade de nitrogênio podem reduzir a necessidade de complementação com fertilizantes minerais sintéticos na adubação, os quais estão associados a impactos ambientais e custos adicionais ao produtor. Assim, estratégias que minimizem perdas de nitrogênio durante a compostagem contribuem tanto para a mitigação de emissões quanto para a sustentabilidade do sistema agrícola.

Adicionalmente, a eficiência observada na dose de 5% indica que menores quantidades do aditivo são suficientes para modular os processos microbianos relacionados às transformações do nitrogênio e reduzir a emissão de N_2O . Do ponto de vista operacional, isso representa menor necessidade de insumo por tonelada de resíduo compostado, implicando redução de custos de aquisição, transporte e incorporação do material. A ausência de benefícios adicionais na dose de 10% reforça que a aplicação superior não resulta em ganhos proporcionais, evidenciando que a dose intermediária apresenta melhor relação entre desempenho ambiental e viabilidade econômica.

Qualidade do composto

Em relação aos micronutrientes do composto, a inclusão dos aditivos resultou em maiores concentrações de Cu e Mn em relação ao controle, com efeito de dose mais evidente para o biochar (Tabela 5). Em contraste, os teores de Zn e B foram superiores no tratamento controle e nos tratamentos com zeólita. O ferro apresentou elevada variabilidade e não diferiu entre os tratamentos, possivelmente em decorrência de contaminação por partículas de solo, uma vez que o substrato permaneceu em contato direto com o solo durante o processo de compostagem. De

forma geral, os resultados indicam que a inclusão de biochar e zeólita promoveu alterações no perfil nutricional do composto final, modificando a concentração relativa de macro e micronutrientes conforme o tipo e a dose do aditivo utilizado.

Tabela 5 – Composição de macro e micronutrientes no composto resultante da compostagem dos resíduos de pescado com diferentes doses de biochar e zeólita.

Nutrientes	Contraste 1			Contraste 2			Contraste 3			Contraste 4		
	Controle	Aditivos	<i>p valor</i>	Biochar	Zeólita	<i>p valor</i>	Biochar 5%	Biochar 10%	<i>p valor</i>	Zeólita 5%	Zeólita 10%	<i>p valor</i>
N (g/Kg)	1,65 ± 0,19	1,62 ± 0,19	0,708	1,47 ± 0,09	1,77 ± 0,11	0,001	1,53 ± 0,09	1,41 ± 0,07	0,251	1,73 ± 0,14	1,82 ± 0,08	0,4
P (g/Kg)	32,96 ± 1,06	24,39 ± 3,75	<0,001	22,74 ± 4,78	26,05 ± 1,23	0,002	26,89 ± 1,24	18,58 ± 1,94	<0,001	26,32 ± 0,10	25,77 ± 1,88	0,644
K (g/Kg)	2,38 ± 0,33	3,48 ± 1,03	<0,001	2,61 ± 0,21	4,36 ± 0,65	<0,001	2,51 ± 0,25	2,70 ± 0,12	0,539	3,91 ± 0,51	4,81 ± 0,45	0,012
Ca (g/Kg)	75,08 ± 3,98	54,98 ± 11,96	<0,001	47,66 ± 13,31	62,30 ± 2,99	<0,001	59,67 ± 0,49	35,65 ± 3,19	<0,001	62,16 ± 1,53	62,45 ± 4,47	0,909
Mg (g/Kg)	1,48 ± 0,01	1,53 ± 0,33	0,507	1,24 ± 0,14	1,83 ± 0,12	<0,001	1,27 ± 0,06	1,20 ± 0,21	0,511	1,80 ± 0,14	1,85 ± 0,11	0,659
S (g/Kg)	2,59 ± 0,34	2,64 ± 0,43	0,821	2,90 ± 0,41	2,39 ± 0,30	0,035	3,07 ± 0,06	2,73 ± 0,57	0,271	2,45 ± 0,35	2,33 ± 0,31	0,692
Cu (mg/Kg)	19,11 ± 2,08	26,25 ± 5,45	<0,001	29,40 ± 2,14	23,11 ± 6,08	<0,001	31,02 ± 1,21	27,78 ± 1,44	0,022	28,57 ± 1,60	17,64 ± 0,59	<0,001
Fe (mg/Kg)	4813 ± 3099	6794 ± 3173	0,376	5702 ± 2732	7886 ± 3439	0,281	5695 ± 2940	5710 ± 3164	0,996	8863 ± 4217	6908 ± 2985	0,487
Mn (mg/Kg)	159,74 ± 18,26	300,73 ± 44,91	<0,001	338,47 ± 19,25	262,99 ± 25,46	<0,001	339,82 ± 30,35	337,11 ± 0,05	0,892	261,03 ± 35,89	264,96 ± 17,93	0,845
Zn (mg/Kg)	143,93 ± 1,25	112,22 ± 30,11	0,002	91,17 ± 10,29	133,27 ± 28,73	<0,001	97,68 ± 1,73	84,66 ± 11,60	0,22	155,32 ± 23,38	111,22 ± 7,70	0,001
B (mg/Kg)	24,96 ± 4,37	20,58 ± 5,60	0,051	15,69 ± 1,28	25,46 ± 3,19	<0,001	15,18 ± 0,42	16,21 ± 1,78	0,69	24,90 ± 4,41	26,03 ± 2,24	0,661

C1, controle versus aditivos; C2, biochar versus zeólita; C3, biochar 5% versus biochar 10%; C4, zeólita 5% versus zeólita 10%. Valores de macro e micronutrientes são com base nos sólidos totais.

Os teores de macro e micronutrientes observados no composto final situaram-se dentro das faixas normalmente relatadas para compostos orgânicos estabilizados e adequados ao uso agrícola. Os macronutrientes essenciais apresentaram concentrações compatíveis com materiais maturados, sem indícios de enriquecimento excessivo ou deficiência que pudesse comprometer a qualidade agrônômica do composto (MAPA, 2020). No caso de compostos oriundos de carcaças de animais, recomenda-se que sua aplicação seja restrita a áreas sem cultivo de alimentos destinados ao consumo humano (Parlamento Europeu, 2009). De acordo com a classificação proposta pela WRAP (2014), a concentração mínima de Fe recomendada para fertilizantes orgânicos é de 200 mg kg^{-1} de composto, enquanto os teores de Na e Cu não devem exceder 150 e 100 mg kg^{-1} , respectivamente. No presente estudo, os teores de Fe observados em todos os tratamentos ficaram acima do valor mínimo recomendado, indicando adequado suprimento desse micronutriente. Da mesma forma, as concentrações de Cu permaneceram abaixo do limite máximo estabelecido, mesmo nos tratamentos com aditivos, evidenciando que a inclusão de biochar e zeólita não promoveu acúmulo excessivo desse elemento. Esses resultados indicam que, do ponto de vista da composição mineral e dos limites regulatórios, o composto obtido apresenta qualidade compatível com o uso agrícola, respeitadas as restrições de aplicação associadas à origem do resíduo.

Conclusão

A inclusão de biochar e zeólita mostrou-se como uma estratégia eficaz na mitigação das emissões de CH_4 durante a compostagem. Destaca-se que a aplicação de 5% de zeólita clinoptilolita promoveu as maiores reduções nas emissões de N_2O e, consequentemente, de CO_2 equivalente, evidenciando maior potencial na mitigação do impacto climático do processo.

Os aditivos intensificaram as transformações da matéria orgânica em relação ao controle, com maior redução de carbono, nitrogênio e extrato etéreo. A zeólita favoreceu maior redução de carbono ao final do processo, enquanto doses elevadas (10%) de ambos os aditivos acentuaram as perdas de nitrogênio, indicando que o aumento da concentração pode intensificar a dinâmica desse nutriente.

Quanto à qualidade agronômica, a utilização dos aditivos promoveu enriquecimento nutricional do composto, com maiores concentrações de K, Cu e Mn em relação ao controle. A zeólita destacou-se por proporcionar maiores teores de K, Ca, Mg, Zn e B, enquanto o biochar, especialmente na dose de 5%, favoreceu maiores concentrações de P e Ca.

De forma integrada, a zeólita, especialmente na dose de 5%, apresentou desempenho mais consistente entre os indicadores avaliados, destacando-se na mitigação das emissões de N₂O e CO₂ equivalente, na maior redução de carbono ao final do processo e no enriquecimento mineral do composto.

Referências

Agyarko-Mintah E, Cowie A, Van Zwieten L, Singh BP, Smillie R, Harden S, Fornasier F. Biochar lowers ammonia emission and improves nitrogen retention in poultry litter composting. *Waste Manag.* 2017;61:129-37. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.009>

Alves BJR, Smith KA, Flores RA, Cardoso AS, Oliveira WRD, Jantalia CP, Urquiaga S, Boddey RM. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soils. *Soil Biol Biochem.* 2012;46:129-35. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.022>

Angel M, Andreu-rodríguez FJ, Orden L, Toribio AJ, Blesa-marco ZE, Su F. Combined effect of assisted Bioaugmentation and biochar incorporation on olive mill wastewater sludge composting. 2026;390. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.127499>

Ania CO, Parra JB, Calero S. Role of hydrogen bonding in the capture and storage of ammonia in zeolites. *Chem Eng J.* 2020;387:124062. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124062>

Ansari SA, Shakeel A, Sawarkar R, Maddalwar S, Khan D, Singh L. Additive facilitated co-composting of lignocellulosic biomass waste, approach towards minimizing greenhouse gas emissions: An up to date review. *Environ*

Res. 2023;224:115529. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115529>

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22 nd. Washington, DC: 2012

Aranganathan L, Radhika Rajasree SR, Govindaraju K, Sivarathna kumar S, Gayathri S, Remya RR, Suman TY. Spectral and microscopic analysis of fulvic acids isolated from marine fish waste and sugarcane bagasse co-compost. *Biocatal Agric Biotechnol.* 2020;29. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101762>

Awasthi MK, Duan Y, Awasthi SK, Liu T, Zhang Z. Influence of bamboo biochar on mitigating greenhouse gas emissions and nitrogen loss during poultry manure composting. *Bioresour Technol.* 2020;303:122952. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122952>

Awasthi MK, Wang Q, Huang H, Ren X, Lahori AH, Mahar A, Ali A, Shen F, Li R, Zhang Z. Influence of zeolite and lime as additives on greenhouse gas emissions and maturity evolution during sewage sludge composting. *Bioresour Technol.* 2016a;216:172-81. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.065>

Awasthi MK, Wang Q, Ren X, Zhao J, Huang H, Awasthi SK, Lahori AH, Li R, Zhou L, Zhang Z. Role of biochar amendment in mitigation of nitrogen loss and greenhouse gas emission during sewage sludge composting. *Bioresour Technol.* 2016b;219:270-80. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.128>

Bai M, Flesch T, Trouvé R, Coates T, Butterly C, Bhatta B, Hill J, Chen D. Gas emissions during cattle manure composting and stockpiling. *J Environ Qual.* 2020;49:228-35. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20029>

Barton L, Murphy D V., Butterbach-Bahl K. Influence of crop rotation and liming on greenhouse gas emissions from a semi-arid soil. *Agric Ecosyst Environ.* 2013;167:23-32. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.01.003>

Bjurström A, Hedenqvist MS, Prade T, Mensah RA, Das O, Åhrlin A, Matsson A, Helgesson D, Carrick C, Roulin T, Görür YC, Jerpdal L, Bruder S, Wei XF. Synergistic enhancement of fire performance and carbon footprint reduction in polymer biocomposites through combined use of lignin and biochar. *Ind Crops Prod.* 2025;233. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2025.121402>

Boldrin A, Andersen JK, Møller J, Christensen TH, Favoino E. Composting and compost utilization: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manag Res.* 2009;27:800-12. <https://doi.org/10.1177/0734242X09345275>

Cao Y, Wang X, Bai Z, Chadwick D, Misselbrook T, G. Sommer S, Qin W, Ma L. Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions during solid waste composting with different additives: A meta-analysis. *J Clean Prod.* 2019;235:626-35. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.288>

Chaher NEH, Chakchouk M, Engler N, Nassour A, Nelles M, Hamdi M. Optimization of food waste and biochar in-vessel co-composting. *Sustain.* 2020;12. <https://doi.org/10.3390/su12041356>

Chan MT, Selvam A, Wong JWC. Reducing nitrogen loss and salinity during “struvite” food waste composting by zeolite amendment. *Bioresour Technol.* 2016;200:838-44. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.093>

Chang H, Lin R, Su X, Xu X, Liu W, Zhang Y, Mu Z, Wang X, James A, Pan J. Journal of Environmental Chemical Engineering Optimizing biogas residue composting: Impact of biochar and zeolite co-loaded with lignocellulose-degrading microbial agents on degradation , humification , and microbial ecology. *J Environ Chem Eng.* 2025;13:118705. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.118705>

Chen G, Bai J, Bi C, Wang Y, Cui B. Global greenhouse gas emissions from aquaculture: a bibliometric analysis. *Agric Ecosyst Environ.* 2023;348:108405. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108405>

Chowdhury MA, de Neergaard A, Jensen LS. Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting. *Chemosphere.* 2014;97:16-25. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.030>

Chowdhury S, Kim GH, Bolan N, Longhurst P. A critical review on risk evaluation and hazardous management in carcass burial. *Process Saf Environ Prot.* 2019;123:272-88. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.01.019>

Czekała W, Malińska K, Cáceres R, Janczak D, Dach J, Lewicki A. Co-

composting of poultry manure mixtures amended with biochar - The effect of biochar on temperature and C-CO₂ emission. *Bioresour Technol.* 2016;200:921-7. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.11.019>

Detmann, E.; Souza, M. A.; Valadares Filho, S. C.; Queiroz, A. C.; Berchielli, T. T.; Saliba, E. O. S.; Cabral, L. S.; Pina, D. S.; Ladeira, M. M.; Azevedo JAG. *Métodos Para Análise de Alimentos*. Universidade Federal de Lavras; 2012

Dias BO, Silva CA, Higashikawa FS, Roig A, Sánchez-Monedero MA. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. *Bioresour Technol.* 2010;101:1239-46. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.024>

Duan Y, Yang J, Awasthi MK, Pandey A, Li H. Innovations in design and operation of aeration devices for composting and vermicomposting. *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Advances in Composting and Vermicomposting Technology*. Elsevier; 2022. p. 57-81. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-91874-9.00006-1>

Ebrahimi M, Gholipour S, Mostafaii G, Yousefian F. Biochar-amended food waste compost: A review of properties. *Results Eng.* 2024;24:103118. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.103118>

Gabriela M, Souza A, Maih S, Valadares NR, Santos SN, Almeida R De, Mistico A, Cota J. *Bioresource Technology Reports* Predicting C / N ratio in composting using best-subsets variable selection. 2025;32. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2025.102298>

Ganjeh AM, Saraiva JA, Pinto CA, Casal S, Silva AMS. Emergent technologies to improve protein extraction from fish and seafood by-products: An overview. *Appl Food Res.* 2023;3:100339. <https://doi.org/10.1016/j.afres.2023.100339>

Geng X, Yang H, Gao W, Yue J, Mu D, Wei Z. *Bioresource Technology* Greenhouse gas emission characteristics during kitchen waste composting with biochar and zeolite addition. *Bioresour Technol.* 2024;399:130575. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130575>

Harrison BP, Gao S, Gonzales M, Thao T, Bischak E, Ghezzehei TA, Berhe AA, Diaz G, Ryals RA. Dairy Manure Co-composting with Wood Biochar Plays a Critical Role in Meeting Global Methane Goals. 2022. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c03467>

Hastie T, Tibshirani R. Generalized additive models. Chapman & Hall/CRC; 1999

He X, Chen L, Han L, Liu N, Cui R, Yin H, Huang G. Bioresource Technology Evaluation of biochar powder on oxygen supply efficiency and global warming potential during mainstream large-scale aerobic composting. *Bioresour Technol.* 2017;245:309-17. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.076>

He X, Yin H, Han L, Cui R, Fang C, Huang G. Effects of biochar size and type on gaseous emissions during pig manure/wheat straw aerobic composting: Insights into multivariate-microscale characterization and microbial mechanism. *Bioresour Technol.* 2019;271:375-82. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.104>

Hu M, Chen D, Dahlgren RA. Modeling nitrous oxide emission from rivers: a global assessment. *Glob Chang Biol.* 2016;22:3566-82. <https://doi.org/10.1111/gcb.13351>

Huang Y, L D, Shah GM, Chen W, Wang W, Xu Y, Huang H. Hyperthermophilic pretreatment composting significantly accelerates humic substances formation by regulating precursors production and microbial communities. *Waste Manag.* 2019;92:89-96. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.021>

IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC.; 2006

Jia P, Wang X, Liu S, Hua Y, Zhou S, Jiang Z. Bioresource Technology Combined use of biochar and microbial agent can promote lignocellulose degradation and humic acid formation during sewage sludge-reed straw composting. *Bioresour Technol.* 2023;370:128525. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128525>

Jindo K, Sonoki T, Sánchez-Monedero MA. Stabilizing organic matter and reducing methane emissions during manure composting with biochar to strengthen the role of compost in soil health. *Soil Environ Heal*. 2025;3:100164. <https://doi.org/10.1016/j.seh.2025.100164>

Jindo K, Suto K, Matsumoto K, García C, Sonoki T, Sanchez-Monedero MA. Chemical and biochemical characterisation of biochar-blended composts prepared from poultry manure. *Bioresour Technol*. 2012;110:396-404. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.120>

Ki BM, Kim YM, Jeon JM, Ryu HW, Cho KS. Characterization of odor emissions and microbial community structure during degradation of pig carcasses using the soil burial-composting method. *Waste Manag*. 2018;77:30-42. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.043>

Kulikowska D, Bernat K, Zaborowska M, Zielińska M. Municipal Sewage Sludge Composting in the Two-Stage System: The Role of Different Bulking Agents and Amendments. *Energies*. 2022;15. <https://doi.org/10.3390/en15145014>

Lan G, Fan Q, Liu Yongqiang, Chen C, Li G, Liu Yu. Rhamnolipid production from waste cooking oil using *Pseudomonas*. *Biochem Eng J*. 2015;101:44-54. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.05.001>

Leite BKV, Orrico ACA, Orrico Junior MAP, Aspilcueta Borquis RR, Oliveira JD, Macena IA, Ota EC, Vilela RNS, Silva TSC, Inoue LAKA. Valorization of Fish Waste Using Biochar and Crude Glycerin as Additives in Composting. *ACS Omega*. 2025;10:18501-9. <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c10922>

Leite BKV, Orrico ACA, Orrico Junior MAP, Aspilcueta Borquis RR, Tomazi M, Oliveira JD de, Vilela RN da S, Schwingel AW. Use of biochar and crude glycerin as additives in the composting of slaughterhouse waste in static piles. *Renew Agric Food Syst*. 2022:1-10

Li D, Manu MK, Varjani S, Wong JWC. Bioresource Technology Mitigation of NH₃ and N₂O emissions during food waste digestate composting at C / N ratio 15 using zeolite amendment. *Bioresour Technol*. 2022;359:127465. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127465>

Li X, Zhao Y, Xu A, Chang H, Lin G, Li R. Conductive biochar promotes oxygen utilization to inhibit greenhouse gas emissions during electric field-assisted aerobic composting. *Sci Total Environ.* 2022;842. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156929>

Limeneh DY, Tesfaye T, Ayele M, Husien NM, Ferede E, Haile A, Mengie W, Abuhay A, Gelebo GG, Gibril M, Kong F. A Comprehensive Review on Utilization of Slaughterhouse By-Product: Current Status and Prospect. *Sustain.* 2022;14. <https://doi.org/10.3390/su14116469>

Lin X, Wang N, Li F, Yan B, Pan J, Jiang S, Peng H, Chen A, Wu G, Zhang J, Zhang L, Huang H, Luo L. Evaluation of the synergistic effects of biochar and biogas residue on CO₂ and CH₄ emission, functional genes, and enzyme activity during straw composting. *Bioresour Technol.* 2022;360:127608. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127608>

Liu H, Zheng X, Li Y, Yu J, Ding H, Sveen TR, Zhang Y. Soil moisture determines nitrous oxide emission and uptake. *Sci Total Environ.* 2022;822:153566. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153566>

Liu J, Huang S, Chen K, Wang T, Mei M, Li J. Preparation of biochar from food waste digestate : Pyrolysis behavior and product properties. *Bioresour Technol.* 2020;302:122841. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122841>

Liu W, Huo R, Xu J, Liang S, Li J, Zhao T, Wang S. Effects of biochar on nitrogen transformation and heavy metals in sludge composting. *Bioresour Technol.* 2017;235:43-9. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.052>

Liu Y, Ma R, Wang J, Wang G, Li G, Wuyun D, Yuan J. Environmental Technology & Innovation Effect of nano zero-valent iron , potassium persulphate , and biochar on maturity and gaseous emissions during. *Environ Technol Innov.* 2023;32:103309. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103309>

Liu Z, Wang X, Wang F, Bai Z, Chadwick D, Misselbrook T, Ma L. The progress of composting technologies from static heap to intelligent reactor : Benefits and limitations. *J Clean Prod.* 2020;270:122328. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122328>

López-cano I, Roig A, Cayuela ML, Alburquerque JA, Sánchez-

monedero MA. Biochar improves N cycling during composting of olive mill wastes and sheep manure. 2016;49:553-9. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.031>

Love DC, Brown M, Viglia S, Asche F, Fry J, Garlock TM, Jenkins LD, Nguyen L, Anderson J, Nussbaumer EM, Neff R. Environmental impacts and food loss and waste in the U.S. aquatic food system. *Glob Environ Chang.* 2025;90:102964. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2025.102964>

Lu K, Wang L, Pei Y, Zhang K, Liu W, Zhu M, Duan Y. International Journal of Biological Macromolecules Different pathways in promoting humic acid formation of multi-source biochar addition between fiber and livestock manure type solid waste composting. 2025;315. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2025.144592>

Luo C, Li S, Ren P, Yan F, Wang L, Guo B, Zhao Y, Yang Y, Sun J, Gao P, Ji P. Enhancing the carbon content of coal gangue for composting through sludge amendment: A feasibility study ☆. *Environ Pollut.* 2024;348:123439. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123439>

Mahapatra S, Ali MH, Samal K. Assessment of compost maturity-stability indices and recent development of composting bin. *Energy Nexus.* 2022;6:100062. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100062>

Manu MK, Wang C, Li D, Varjani S, Wong JWC. Impact of zeolite amendment on composting of food waste digestate. *J Clean Prod.* 2022;371:133408. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133408>

MAPA. Manual De Métodos Analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento Secretaria de Defesa Agropecuária; 2017

Moreira JM, Rodrigues R, Trindade MAG, dos Santos KC, da Silva MM, Tirloni B, Brandl CA, Paveglio GC, Roman D, de Carvalho CT. Characterization (XRD/TGA-DSC) and assessment of calf thymus DNA interaction with single-crystalline novel complexes from Schiff base ligands. *Inorganica Chim Acta.* 2025;575. <https://doi.org/10.1016/j.ica.2024.122443>

Nelson B, Zytner RG, Dulac Y, Cabral AR. Mitigating fugitive methane emissions from closed landfills: A pilot-scale field study. *Sci Total Environ.* 2022;851:158351. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158351>

Notter SJ, Stuart BH, Rowe R, Langlois N. The Initial Changes of Fat Deposits During the Decomposition of Human and Pig Remains. 2009;54:195-201. <https://doi.org/10.1111/j.1556-4029.2008.00911.x>

Olivera-Begué E, González D, Kaal J, Camps-Arbestain M, Sánchez A. Commercial-scale co-composting of wood-derived biochar with source-selected organic fraction of municipal solid waste. *Bioresour Technol.* 2025;431. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.132595>

Orrico ACA, Oliveira JD de, Leite BKV, Vilela RN da S, Orrico Junior MAP, Aspilcueta Borquis RR, Tomazi M, Macena IA. Effects of aeration and season of the year on fish waste composting and compost quality. *Environ Technol (United Kingdom).* 2023;45:3765-77. <https://doi.org/10.1080/09593330.2023.2230350>

Orrico ACA, Schwingel AW, Costa MSS de M, Orrico Junior MAP, Borquis RRA, Alves GP, de Oliveira JD, Leite BKV, Garcia RG, Vilela RN da S. Characterization and valuing of hatchery waste from the broiler chicken productive chain. *Waste Manag.* 2020;105:520-30. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.029>

Peng L, Tang R, Wang G, Ma R, Li Y. Environmental Technology & Innovation Effect of aeration rate , aeration pattern , and turning frequency on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Environ Technol Innov.* 2023;29:102997. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102997>

Peng S, Li H, Xu Q, Lin X, Wang Y. Addition of zeolite and superphosphate to windrow composting of chicken manure improves fertilizer efficiency and reduces greenhouse gas emission. *Environ Sci Pollut Res.* 2019;26:36845-56. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06544-6>

Pérez T, Vergara SE, Silver WL. Assessing the climate change mitigation potential from food waste composting. *Sci Rep.* 2023;13. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-34174-z>

Pires DR, Morais ACN De, Costa JF, Caroline L, Salgado D. Aproveitamento do resíduo comestível do pescado : Aplicação e viabilidade Utilization of waste edible fish : Application and feasibility. *Rev Verde Agroecol e Desenvolv Sustentável*. 2014;9:34-46

Rasapoor M, Nasrabadi T, Kamali M, Hoveidi H. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. *Waste Manag*. 2009;29:570-3. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.012>

Sánchez-García M, Roig A, Sánchez-Monedero MA, Cayuela ML. Biochar increases soil N₂O emissions produced by nitrification-mediated pathways. *Front Environ Sci*. 2014;2:1-10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2014.00025>

Dos Santos Moreira FG, Guedes MJF, Monteiro VED, De Melo MC. Fugitive emissions of biogas in coverage liner of compacted soil in a landfill. *Eng Sanit e Ambient*. 2020;25:247-58. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522020189648>

Sarkar MSI, Hasan MM, Hossain MS, Khan M, Islam A AI, Paul SK, Rasul MG, Kamal M. Exploring fish in a new way: A review on non-food industrial applications of fish. *Heliyon*. 2023;9:e22673. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22673>

Silva Minini Baiense KM, Linhares FG, Teves Inácio C, Sthel MS, Vargas H, da Silva MG. Photoacoustic-based sensor for real-time monitoring of methane and nitrous oxide in composting. *Sensors Actuators, B Chem*. 2021;341. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2021.129974>

Van Soest PJ, Robertson JB, Lewis BA. Methods for Dietary Fiber, Neutral Detergent Fiber, and Nonstarch Polysaccharides in Relation to Animal Nutrition. *J Dairy Sci*. 1991;74:3583-97. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(91\)78551-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2)

Song B, Manu MK, Li D, Wang C, Varjani S, Ladumor N, Michael L, Xu Y, Wong JWC. Bioresource Technology Food waste digestate composting : Feedstock optimization with sawdust and mature compost. *Bioresour Technol*. 2021;341:125759. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125759>

Soudejani HT, Kazemian H, Inglezakis VJ, Zorpas AA. Application of zeolites in organic waste composting: A review. *Biocatal Agric Biotechnol*. 2019;22:101396. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101396>

Sun X, Kumar M, Syed A, Bahkali AH. Journal of Environmental Chemical Engineering Effect of cyanobacteria biochar addition on humification , fungal dynamics and its mechanism of action in pig manure composting. *J Environ Chem Eng*. 2024;12:113755. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113755>

Sun XP, Lu P, Jiang T, Schuchardt F, Li GX. Influence of bulking agents on CH₄, N₂O, and NH₃ emissions during rapid composting of pig manure from the Chinese Ganqinfen system. *J Zhejiang Univ Sci B*. 2014;15:353-64. <https://doi.org/10.1631/jzus.B13a0271>

Toppe J, Penarubia O. A manual on how to turn fish waste into profit. 2018

Valente BS, Andreazza R, Xavier EG, Gomes MC, Pereira H da S, Dias de Ávila F. Composting for valuation of marine fish waste. *Rev Bras Saude e Prod Anim*. 2017;18:594-603. <https://doi.org/10.1590/S1519-99402017000400010>

Verdolotti L, Oliviero M, Lavorgna M, Iannace S, Camino G, Vollaro P, Frache A. On revealing the effect of alkaline lignin and ammonium polyphosphate additives on fire retardant properties of sustainable zein-based composites. *Polym Degrad Stab*. 2016;134:115-25. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2016.10.001>

Vilela RN da S, Orrico ACA, Orrico Junior MAP, Aspilcueta Borquis RR, Tomazi M, Oliveira JD de, Ávila MR de, Santos FT dos, Leite BKV. Effects of aeration and season on the composting of slaughterhouse waste. *Environ Technol Innov*. 2022;27:102505. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102505>

Wang B, Zhang P, Guo X, Bao X, Tian J, Li G, Zhang J. Contribution of zeolite to nitrogen retention in chicken manure and straw compost: Reduction of NH₃ and N₂O emissions and increase of nitrate. *Bioresour Technol*. 2024;391:129981. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129981>

Wang H, Johanna L, Li Z, Sun P, Qian X, Dittert K. Environmental Technology & Innovation Zeolite-induced enhancement of soil cation exchange

capacity reduces nitrogen gaseous emissions and improves nitrate retention under urea fertilization. *Environ Technol Innov.* 2025;40:104567. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104567>

Wang L, Yang S, Geng Y, Li Q, Gao J, Qi Y, Zhao Y, Liu J, Zhang H, Wang Z, Mohamed P. Journal of Environmental Chemical Engineering Synergistic strategy achieving high-efficiency PBAT degradation with low CO₂ / NH₃ emissions in composting. 2025;13

Wang L, Zhao L, Zhang Y, Li D, Chen L, Wei Z, Chen X, Pan C, Song Y. The active role of metabolic regulators in nitrogen loss reduction and organic nitrogen transformation during different materials composting. *J Clean Prod.* 2022;345:131134. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131134>

Wang N, Awasthi MK, Pan J, Jiang S, Wan F, Lin X, Yan B, Zhang J, Zhang L, Huang H, Li H. Effects of biochar and biogas residue amendments on N₂O emission, enzyme activities and functional genes related with nitrification and denitrification during rice straw composting. *Bioresour Technol.* 2022;357:127359. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127359>

Wang N, He Y, Zhao K, Lin X, He X, Chen A, Wu G, Zhang J, Yan B, Luo L, Xu D. Greenhouse gas emission characteristics and influencing factors of agricultural waste composting process: A review. *J Environ Manage.* 2024;354. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120337>

Wang Q, Awasthi MK, Ren X, Zhao J, Li R, Wang Z, Chen H, Wang M, Zhang Z. Comparison of biochar, zeolite and their mixture amendment for aiding organic matter transformation and nitrogen conservation during pig manure composting. *Bioresour Technol.* 2017;245:300-8. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.158>

Wang Q, Kumar M, Ren X, Zhao J, Li R, Wang Z, Wang M, Chen H, Zhang Z. Combining biochar, zeolite and wood vinegar for composting of pig manure: The effect on greenhouse gas emission and nitrogen conservation. *Waste Manag.* 2018;74:221-30. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.015>

Wang X, Wan J, Jiang G, Yang T, Banerjee S, Wei Z, Mei X, Friman V, Xu Y, Shen Q. Compositional and functional succession of bacterial and fungal

communities is associated with changes in abiotic properties during pig manure composting. *Waste Manag.* 2021;131:350-8. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.06.023>

Waqas M, Nizami AS, Rashid MI, Aburizaiza AS, Barakat MA, Asam ZZ, Khattak B. Untapped potential of zeolites in optimization of food waste composting. *J Environ Manage.* 2019;241:99-112. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.014>

Wood SN. Generalized Additive Models. Boca Raton, FL: Chapman and Hall/CRC; 2006. <https://doi.org/10.1201/9781420010404>

Xie T, Zhang Z, Zhang D, Wei C, Lin Y, Feng R, Nan J, Feng Y. Effect of hydrothermal pretreatment and compound microbial agents on compost maturity and gaseous emissions during aerobic composting of kitchen waste. *Sci Total Environ.* 2023;854:158712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158712>

Yu H, Xie B, Khan R, Shen G. The changes in carbon, nitrogen components and humic substances during organic-inorganic aerobic co-composting. *Bioresour Technol.* 2019;271:228-35. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.088>

Zhang H, Li G, Gu J, Wang G, Li Y, Zhang D. Influence of aeration on volatile sulfur compounds (VSCs) and NH₃ emissions during aerobic composting of kitchen waste. *Waste Manag.* 2016;58:369-75. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.08.022>

Zhang Y, Louis B. Biochar-mediated synthesis of ZSM-5 zeolite for the methanol-to-olefins reaction. *Next Mater.* 2024;5:100259. <https://doi.org/10.1016/j.nxmater.2024.100259>

Zhou S, Li Y, Jia P, Wang X, Kong F, Jiang Z. The co-addition of biochar and manganese ore promotes nitrous oxide reduction but favors methane emission in sewage sludge composting. *J Clean Prod.* 2022;339. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130759>

Zhou Y, Zhao H, Lu Z, Ren X, Zhang Z, Wang Q. Bioresource Technology Synergistic effects of biochar derived from different sources on greenhouse gas emissions and microplastics mitigation during sewage sludge

composting. *Bioresour Technol.* 2023;387:129556.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129556>

Zhu-Barker X, Bailey SK, Paw U KT, Burger M, Horwath WR. Greenhouse gas emissions from green waste composting windrow. *Waste Manag.* 2017;59:70-9. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.004>

Zwieten L Van, Kammann C, Cayuela M, Singh BP, Joseph S, Kimber S, Donne S, Clough T, Spokas K. Biochar effects on nitrous oxide and methane emissions from soil. *Biochar Environ Manag.* 2019:521-52. <https://doi.org/10.4324/9780203762264-24>

CAPÍTULO IV - CONSIDERAÇÕES FINAIS

A geração de resíduos do processamento de pescado representa um desafio ambiental significativo, especialmente em regiões com forte atividade aquícola. O elevado teor de umidade, lipídios e nitrogênio desses materiais favorece rápida degradação, emissão de gases de efeito estufa (GEE) e perdas de nutrientes quando manejados de forma inadequada. Nesse contexto, torna-se fundamental o desenvolvimento e a avaliação de estratégias de tratamento que aliem viabilidade ambiental, eficiência técnica e aproveitamento agronômico.

A compostagem mostrou-se uma alternativa promissora para o tratamento desses resíduos, possibilitando a estabilização da matéria orgânica e a produção de um composto com potencial agronômico. Entretanto, o processo pode intensificar emissões de GEE, especialmente quando há limitação de oxigênio. Assim, a adoção de estratégias mitigadoras torna-se essencial para aumentar a sustentabilidade do processo.

Os resultados desta tese demonstraram que o uso de aditivos físico-químicos, como biochar e zeólita, contribui significativamente para a mitigação das emissões de CH_4 e N_2O durante a compostagem de resíduos de pescado. Ambos os materiais promoveram redução expressiva das emissões de CH_4 ; contudo, a zeólita apresentou maior eficiência na mitigação de N_2O e, conseqüentemente, na redução do CO_2 equivalente.

Destaca-se que a dose de 5% de zeólita foi a que apresentou maior redução nas emissões de N_2O , refletindo-se no menor PAG entre os tratamentos avaliados. A ausência de benefícios adicionais na dose de 10% indica a existência de um nível ótimo de aplicação, no qual menores quantidades do aditivo são suficientes para modular as transformações do nitrogênio e reduzir perdas gasosas.

No que se refere às formas de disposição, verificou-se que o enterramento, prática ainda adotada em algumas realidades produtivas, pode resultar em emissões relevantes, especialmente de N_2O , além de menor recuperação de nutrientes quando comparado à compostagem com aditivos. Esses resultados reforçam a necessidade de substituição de práticas passivas por estratégias mais controladas e tecnicamente fundamentadas.

De forma integrada, esta tese evidencia que a compostagem, quando associada ao uso de aditivos, constitui alternativa ambientalmente mais sustentável para o manejo de resíduos do abate de pescado, reduzindo emissões de GEE e aumentando a qualidade agronômica do produto final. Os achados contribuem para o avanço do conhecimento sobre mitigação de emissões em sistemas de tratamento de resíduos orgânicos e fornecem subsídios técnicos para a adoção de práticas mais eficientes e alinhadas aos princípios da sustentabilidade na cadeia produtiva do pescado.

Como perspectiva futura, recomenda-se a avaliação da viabilidade econômica da aplicação desses aditivos em escala comercial, bem como o monitoramento de longo prazo do efeito do composto no solo, especialmente quanto à dinâmica do nitrogênio e do carbono.

Anexos do Capítulo II

Table of Contents

Supplementary Tables:

Table S1. Exploratory Pearson's correlation coefficients between final nutrient concentrations (N, P, K; $n = 4$, one value per treatment) and thermal descriptors of the composting process (T_mean, T_max, T_sd, T_AUC; calculated from daily records).

Table S2. Exploratory Spearman's correlation coefficients between final nutrient concentrations (N, P, K; $n = 4$, one value per treatment) and thermal descriptors of the composting process (T_mean, T_max, T_sd, T_AUC; calculated from daily records).

Table S3. Summary of the PCA approach applied to daily gas emissions and temperature dynamics

Supplementary Figures:

Figure S1. Temperature profiles of composting treatments Bulk (fish waste + bulking agent), BulkBioch (fish waste + bulking agent + 10% biochar), BulkS (fish waste + bulking agent, covered with soil), and S (fish waste covered with soil).

Figure S2. (A) Heatmap of standardized values (z-scores) of pile temperature (T), nitrous oxide (N₂O), methane (CH₄), and carbon dioxide (CO₂) emissions across composting days and

Supplementary Methods:

Method A. Data Analysis and Graphical Representation of thermophilic windrows

Method B. Exploratory correlation analysis

Method C. Heatmap analysis and PCA approach applied to daily gas emissions and temperature dynamics

Table S1. Exploratory Pearson's correlation coefficients between final nutrient concentrations (N, P, K; $n = 4$, one value per treatment) and thermal descriptors of the composting process (T_mean, T_max, T_sd, T_AUC; calculated from daily records).

	N final	P final	K final	T mean	T max	T sd	T AUC
N_final	1.000	0.962	0.996	0.902	0.919	0.968	0.903
P_final	0.962	1.000	0.979	0.973	0.975	0.945	0.973

K_final	0.996	0.979	1.000	0.919	0.931	0.956	0.920
T_mean	0.902	0.973	0.919	1.000	0.999	0.940	1.000
T_max	0.919	0.975	0.931	0.999	1.000	0.957	0.999
T_sd	0.968	0.945	0.956	0.940	0.957	1.000	0.941
T_AUC	0.903	0.973	0.920	1.000	0.999	0.941	1.000

Table S2. Exploratory Spearman's correlation coefficients between final nutrient concentration (n = 4, one value per treatment) and thermal descriptors of the composting process (T_mean, T_AUC; calculated from daily records).

	N_final	P_final	K_final	T_mean	T_max	T_sd	T_AUC
N_final	1.0	0.8	1.0	0.8	0.8	0.6	0.8
P_final	0.8	1.0	0.8	1.0	1.0	0.8	1.0
K_final	1.0	0.8	1.0	0.8	0.8	0.6	0.8
T_mean	0.8	1.0	0.8	1.0	1.0	0.8	1.0
T_max	0.8	1.0	0.8	1.0	1.0	0.8	1.0
T_sd	0.6	0.8	0.6	0.8	0.8	1.0	0.8
T_AUC	0.8	1.0	0.8	1.0	1.0	0.8	1.0

Table S3. Summary of the PCA approach applied to daily gas emissions and temperature dynamics.

Step	Description
Data input	Daily dataset including CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ fluxes and mean pile temperature (T_treat).
Scaling/centering	Variables standardized (z-score) prior to PCA.
PCA method	Performed using prcomp function in R with correlation matrix
Retained components	The first two PCs were retained for visualization.
Trajectory analysis	PCA scores plotted as temporal trajectories per treatment.
Cluster identification	K-means clustering applied to PCA scores (k = 3).
Phase interpretation (exploratory)	Clusters interpreted as early, thermophilic, and late composting phases (descriptive only).
Software	R 4.x (R Core Team), packages: <i>stats</i> , <i>ggplot2</i> , <i>factoextra</i> .

Supplementary Figures:

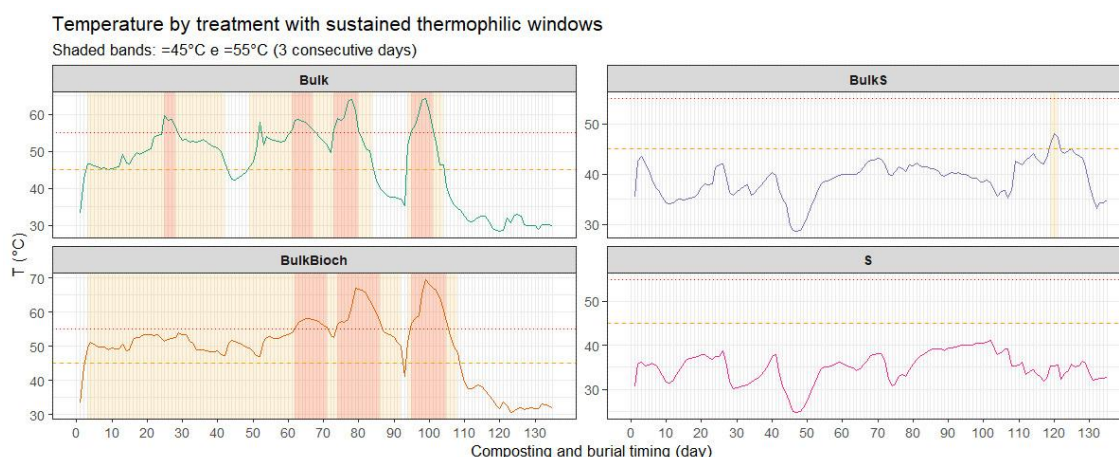


Figure S1. Temperature profiles of composting treatments Bulk (fish waste + bulking agent), BulkBioch (fish waste + bulking agent + 10% biochar), BulkS (fish waste + bulking agent, covered with soil), and S (fish waste covered with soil). Data were obtained from daily monitoring of pile temperature (T, °C) and analyzed to identify sustained thermophilic windows. Shaded orange and red bands highlight periods with temperatures $\geq 45^{\circ}\text{C}$ and $\geq 55^{\circ}\text{C}$, respectively, sustained for at least three consecutive days, representing phases of intense microbial activity and pathogen inactivation.

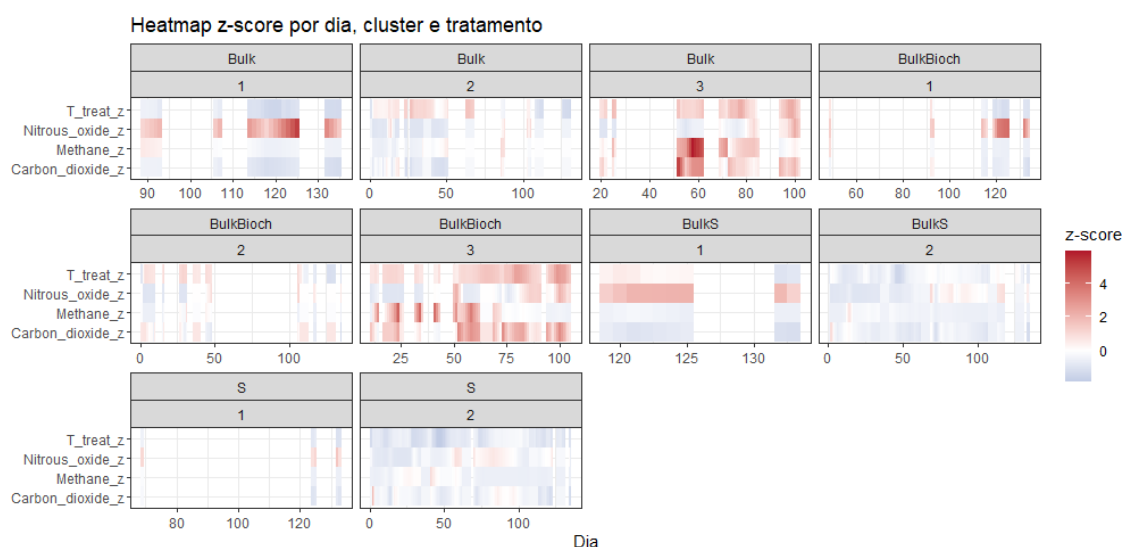


Figure S2. Heatmap of standardized values (z-scores) of pile temperature (T), nitrous oxide (N_2O), methane (CH_4), and carbon dioxide (CO_2) emissions across composting days and treatments (Bulk, BulkBioch, BulkS, and S). Z-scores represent the deviation of each observation from the variable mean, expressed in standard deviation units, allowing comparison across variables with different scales. Clusters (1, 2, and 3) indicate groups of consecutive days with similar multivariate profiles, identified using the k-means algorithm, which reflect distinct composting phases.

Supplementary Methods:

Method A. Data Analysis and Graphical Representation of thermophilic windrows

Time-series data of mean pile temperature (Figure S1) were used to identify thermophilic windows during composting. Sustained intervals of temperatures equal to or above 45 °C and 55 °C, lasting at least three consecutive days, were highlighted. These thresholds are commonly applied to characterize the active thermophilic phase and hygienization conditions in composting studies. Graphical representations included shaded bands over temperature curves, documenting the duration and intensity of thermophilic phases for each treatment. The analyses were performed in R software.

Method B. Exploratory correlation analysis

An exploratory correlation analysis was performed to investigate potential associations between the nutrient concentrations in the final compost (N, P, and K) and thermal descriptors derived from the composting process (T_{mean} , T_{max} , T_{sd} , and T_{AUC}). Both Pearson's and Spearman's correlation coefficients were calculated to account for linear and rank-based associations, respectively (Tables S1 and S2).

Temperature data were summarized into representative indicators, including mean temperature (T_{mean}), maximum temperature (T_{max}), standard deviation (T_{sd}), and the area under the temperature curve (T_{AUC}) calculated using the trapezoidal method as a proxy of cumulative thermal load. The mean temperature (T_{mean}) was computed as the arithmetic average of all measurements obtained during the composting period, representing the overall heating intensity. The standard deviation of temperature (T_{sd}) was calculated to assess the variability around the mean, providing an indicator of process stability. The maximum temperature (T_{max}) was recorded as the highest value observed in each treatment, corresponding to the thermophilic peak. Finally, the cumulative thermal load (T_{AUC}) was estimated as the area under the temperature–time curve, using the trapezoidal integration method, which accounts for both the magnitude and the duration of heating. Together, these descriptors allowed a quantitative comparison of thermal profiles across treatments.

Method C. Heatmap analysis and PCA approach applied to daily gas emissions and temperature dynamics

To explore temporal dynamics and multivariate associations among composting variables, a heatmap analysis was performed. Daily data on pile temperature and gas fluxes (CO_2 , CH_4 , and N_2O) were standardized using z-scores to allow comparison across variables with different scales. The standardized values were then arranged by day and treatment, and grouped into clusters identified by the k-means algorithm. This procedure enabled the visualization of periods with similar emission and temperature profiles, as well as co-occurrence patterns among variables.

The heatmap analysis provided a detailed visualization of daily dynamics in temperature and GHG emissions, highlighting periods of similarity between consecutive days and co-occurrence among variables (Figure S2). The clustering approach allowed the identification of phases within each treatment, with intense red colors indicating higher-than-average values and blue colors representing lower-than-average values. These patterns suggested a close association between thermophilic activity and CO_2 release, as well as distinct profiles for CH_4 and N_2O under soil-covered treatments.

To summarize these multivariate patterns and evaluate how treatments evolved as a whole, a Principal Component Analysis (PCA) was subsequently performed. While the heatmap explores local temporal fluctuations and variable-specific peaks, the PCA provides a global statistical synthesis, projecting treatments and variables in a reduced dimensional space. Together, these complementary approaches enhance the interpretation of treatment-specific behaviors and the identification of critical phases during fish-waste composting.

In the PCA of daily data, four variables were considered: daily methane (CH_4), nitrous oxide (N_2O), and carbon dioxide (CO_2) fluxes, expressed in $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, together with the mean pile temperature per treatment (T_{treat} , $^{\circ}\text{C}$). Prior to analysis, all variables were standardized using z-scores to remove scale effects and allow direct comparison of their relative contributions. The PCA was conducted using the `prcomp` function in R, based on the correlation matrix, which is appropriate when variables are expressed in different units. The scores obtained for the first two components were used to generate biplots, in which the daily trajectories of each treatment were plotted to capture temporal dynamics in the multivariate space. In addition, k-means clustering ($k = 3$) was applied to the PCA scores to identify groups of days with similar emission and temperature profiles. These clusters were interpreted as corresponding to distinct composting phases (initial, thermophilic, and maturation), providing an exploratory framework to evaluate

whether treatments followed similar or divergent temporal patterns. This analysis is descriptive and aimed at exploring potential groupings, rather than formal statistical inference. Full details of the PCA procedure and clustering approach are presented in Supplementary Table S3.

