

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

RITA DE CÁSSIA MOREIRA FREIRE

**EFLUENTE DO REATOR ANAERÓBIO DE UMA USINA DE COMPOSTAGEM:
CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO COMO BIOFERTILIZANTE**

**VIÇOSA – MINAS GERAIS
2021**

RITA DE CÁSSIA MOREIRA FREIRE

**EFLUENTE DO REATOR ANAERÓBIO DE UMA USINA DE COMPOSTAGEM:
CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO COMO BIOFERTILIZANTE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientadora: Renata Pereira Lopes

Coorientadores: Ann Honor Mounteer
Antônio Alberto Silva

**VIÇOSA – MINAS GERAIS
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

F866e Freire, Rita de Cássia Moreira, 1976-
2021 Efluente do reator anaeróbico de uma usina de compostagem
: caracterização e avaliação como biofertilizante / Rita de Cássia
Moreira Freire. – Viçosa, MG, 2021.
121 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexos.

Inclui apêndices.

Orientador: Renata Pereira Lopes Moreira.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 95-109.

1. Resíduos orgânicos - Purificação. 2. Resíduos orgânicos
como fertilizantes. 3. Alfaca. 4. Sustentabilidade.

I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Química. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química.

II. Título.

CDD 22. ed. 628.744

RITA DE CÁSSIA MOREIRA FREIRE

**EFLUENTE DO REATOR ANAERÓBIO DE UMA USINA DE COMPOSTAGEM:
CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO COMO BIOFERTILIZANTE**

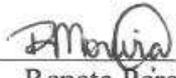
Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 28 de maio de 2021

Assentimento:



Rita de Cássia Moreira Freire
Autora



Renata Pereira Lopes Moreira
Orientadora

"Eu não preciso ser reconhecido por ninguém
A minha glória é fazer com que conheçam a Ti
E que diminua eu, pra que Tu cresças
Senhor, mais e mais."

Os que confiam no Senhor
são como os montes de Sião,
que não se abalam,
mas permanecem firmes
para sempre.

A Deus toda a honra, toda a glória
e o louvor, para sempre.
Amém.

DEDICATÓRIA



Lembro-me
com saudades
do dia em que
ele me trouxe
para Viçosa.
Da sua alegria
por eu ter
passado no
vestibular...
Carregou minha
mala em seus
ombros, na
longa reta da
UFV.
Ao meu pai,
Evaristo Freire
(in memoriam),
que sempre
lutou por mim e
por todos os
filhos,
dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela minha vida, por me conceder saúde e forças para lutar sempre. Por me oportunizar esta volta à Viçosa (UFV), que foi a minha casa ao longo da minha graduação. Por todos os milagres que tem operado em minha vida e, esses dois anos não foram diferentes. “As suas obras são admiráveis e a minha alma o sabe muito bem.”

Agradeço ao meu querido pai, Evaristo Freire (in memoriam) e à minha querida mãe, Anatália Moreira Freire, por todo amor, carinho e palavras de incentivo. Às minhas irmãs, Rosemere, Marlene, Gilmara e Roseli e ao meu irmão Marcelo, por toda ajuda, apoio e incentivo.

Ao meu esposo, Magno Borborema Freire, por todo amor, carinho e dedicação para comigo. Mostrando-se sempre disposto em todas as horas. Aos meus filhos, Eduarda Freire Borborema, Gabriel Freire Borborema e Luan Evaristo Freire Borborema, que me enchem de amor e carinho em todos os momentos, me fazem rir e são o motivo da minha alegria.

À professora Dra. Renata Pereira Lopes, por toda a dedicação, pelas orientações, pelos ensinamentos e por me ajudar no desenvolvimento desse trabalho e na construção do meu conhecimento.

À professora Dra. Ann Honor Mounteer, pela concessão do espaço físico do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA), para o desenvolvimento desse trabalho e por todo carinho, ajuda e ensinamentos.

Ao professor Dr. Antônio Alberto Silva, pela disponibilização de espaço físico para realização dos ensaios biológicos, por toda ajuda e contribuições. Aos seus alunos, Dilma, Vicente, Antônio Júlio, Thiago, Paulo pela ajuda na coleta do solo e colheita da alface, em especial ao Adalim por toda ajuda.

À empresa Minas Organic Usina de Compostagem por me receber em visitas técnicas e pelo fornecimento de materiais, em especial à Felipe Santana de Oliveira por toda ajuda e contribuições.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química (PPGENq), pela oportunidade dada. Aos meus professores do curso de mestrado que

me ajudaram na construção do meu conhecimento. Ao Prof. Dr. Fábio de Ávila Rodrigues e ao Ébio, por estarem sempre disponíveis para ajudar, com grande prontidão.

Ao Programa de Bolsas para Qualificação de Servidores do Instituto Federal do Norte de Minas Gerais (PBQS-IFNMG) pela concessão da bolsa de estudos.

Aos colegas do mestrado, Damázio, Bárbara, Hídila, Kellen, Isabela e Raíssa pela convivência e auxílios durante as disciplinas cursadas, em especial ao Mateus, por toda ajuda e ensinamentos. À Kamila, colega da disciplina de Operações Unitárias, que batalhou junto a mim na construção do projeto da cachaçaria e que se tornou uma amiga especial.

Aos colegas do Lesa, em especial à Técnica, Priscila, pela amizade, por todas as contribuições e ensinamentos e por estar sempre pronta a ajudar. À Larissa, que apareceu como um anjo enviado por Deus, no momento em que aflição tomou conta de mim e, prontamente me disponibilizou o seu notebook para conclusão deste trabalho.

Às professoras participantes da banca, Dra. Mônica de Azevedo e Dra. Rita Superbi, pelas contribuições para melhoria deste trabalho.

Ao professor Dr. Edilton de Souza Barcellos, por toda ajuda no momento em que eu mais precisava. Nunca vou esquecer o que fez por mim!

À Marisa de Paula e Luiza Ribeiro, que já fazem parte da nossa família, pela amizade, convivência e cooperação em todos os momentos vividos em Viçosa. Ao Senhor Miguel Rozado, nosso vizinho de cima, por toda ajuda, pela amizade, convivência, conversas e carinho com a minha família. À Adélia Paradela, Gilberto Paradela e Sarah Paradela, por toda ajuda dada, pelo carinho e amizade.

Aos que vieram preencher um pouco do vazio que a minha ausência causou em meus filhos neste período de estudos, minha mãe Anatólia, tia Penha, tia Josefa, tio Domingos, minha irmã Gilmar, meu sobrinho Mateus e sua esposa Vitória, minha sobrinha Gabriely, minha sobrinha Bruna Larissa e seus filhos, Lara e Lucas. E aos que tentaram, mas não conseguiram vir, Eduardo e Helen Caroline.

Às minhas sobrinhas Kamila e Juliana por todo apoio, carinho e amizade. Às minhas cunhadas, cunhados, sogro e sogra pelo carinho e orações.

Ao grupo Lanaqua, em especial à Débora Condé, que também foi minha colega de mestrado, pela amizade, apoio e carinho, ao Gustavo Puiatti por toda ajuda e contribuições, à Mariane Anholeti e à Mayra pelas contribuições, ao Guilherme, que foi meu colega na disciplina de Engenharia de Processos, por quem também sou grata.

À minha amiga e irmã de coração, Elisete Santos Macedo, que me tem sempre em suas orações.

Ao universitário Noé Eiterer, que caiu de paraquedas no meu mestrado, por toda ajuda e contribuições.

A todos que não foram citados, mas fizeram parte da minha história, contribuindo direta ou indiretamente com a construção deste trabalho, o meu muito obrigada!

RESUMO

FREIRE, Rita de Cássia Moreira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2021. **Efluente do reator anaeróbico de uma usina de compostagem: caracterização e avaliação como biofertilizante.** Orientadora: Renata Pereira Lopes Moreira. Coorientadores: Ann Honor Mounter e Antônio Alberto Silva.

Em grandes instalações de compostagem, efluentes líquidos têm sido gerados, os quais são compostos por diversas substâncias que contêm elementos, tais como, nitrogênio, fósforo e potássio. Tendo em vista que estes são macronutrientes essenciais para o crescimento e desenvolvimento de plantas, estes efluentes se tornam uma alternativa para serem utilizados como biofertilizantes. Assim, o objetivo deste trabalho foi caracterizar e avaliar a eficiência do efluente de reator anaeróbico como biofertilizante líquido em cultura de alface e comparar o seu efeito no crescimento desta cultura com a aplicação da adubação mineral. O efluente coletado de um reator anaeróbico foi caracterizado através das análises de pH, N-NH₃, NKT, fósforo, COT, DQO, DBO, ST, STV, STF, SST, SSV, SSF e metais e, posteriormente aplicado na cultura da alface. Também foi realizada a coleta do efluente não tratado a fim de avaliar a eficiência do tratamento, por meio de comparação entre os valores obtidos para parâmetros da amostra do efluente tratado (ET) e não tratado (ENT). Com relação a análise de metais no efluente tratado, o potássio foi o metal encontrado em maior concentração (1737 mg L⁻¹) e o magnésio, foi o segundo mais abundante (129 mg L⁻¹). Metais tóxicos, como cádmio, chumbo e cromo foram detectados em concentrações muito baixas nas amostras, estando os seus valores bem abaixo dos limites máximos permitidos pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, para fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo. Após a caracterização do efluente tratado, este foi aplicado como biofertilizante em cultura de alface. Foram 10 tratamentos, com 4 repetições. As seguintes doses foram aplicadas por vaso: T1: 0 mL; T3: 25 mL; T4: 50 mL; T5: 100 mL; T6: 150 mL; T7: 250 mL; T8: 350 mL; T9: 500 mL e T10: 650 mL. Para o tratamento T2, utilizou-se adubação mineral, suprindo os nutrientes nitrogênio e potássio (NK). Todos os tratamentos foram divididos em cinco aplicações. Para comparar a produção de matéria fresca (MF) e matéria seca (MS), utilizou-se o teste de Dunnett, a 5 % de significância e, pelos resultados pôde-se observar que os tratamentos T7 (MF = 204,77 e MS = 13,92), T8 (MF = 208,95 e MS = 13,98) e T9 (MF = 214,77 e MS = 14,45), se mostraram estatisticamente equivalentes entre si e equivalentes à adubação mineral (T2 (MF = 223,75 e MS = 15,09)). Macro e micronutrientes foram encontrados na parte aérea da alface. Metais tóxicos, como níquel e chumbo não foram detectados na parte aérea da alface. Diante dos

resultados obtidos, pode-se concluir que o efluente tratado, proveniente da empresa de compostagem apresenta potencial para ser utilizado como biofertilizante.

Palavras-Chave: Sustentabilidade. Tratamento de resíduos sólidos orgânicos. Resíduos alimentares. Fertilizantes. Alface (*Lactuca sativa*).

ABSTRACT

FREIRE, Rita de Cássia Moreira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, May, 2021. **Effluent from the anaerobic reactor of a composting plant: Characterization and evaluation as a biofertilizer.** Advisor: Renata Pereira Lopes Moreira. Co-advisors: Ann Honor Mounteer and Antônio Alberto Silva.

In large composting plants, effluents have been generated which are compost the sec for various substances containing elements such as nitrogen, phosphorus and potassium. Considering that these are essential macronutrients for plant growth and development, these effluents become an alternative to be used as biofertilizers. Thus, the objective of this work was to characterize and evaluate the efficiency of anaerobic reactor effluent as a liquid biofertilizer in lettuce culture and compare its effect on the growth of this crop with the application of mineral fertilizer. The effluent collected from an anaerobic reactor was characterized through the analysis of pH, N-NH₃, TKN, Phosphor, TOC, COD, BOD, TS, VTS, FTS, TSS, VSS, FSS and metals and later applied in the culture of lettuce. The collection of untreated effluent was also carried out in order to assess the efficiency of the treatment, by comparing the values obtained for sample parameters of the treated (TE) and untreated (UE) effluent. Regarding the analysis of metals in the treated effluent, potassium was the metal found in the highest concentration (1737 mg L⁻¹) and magnesium was the second most abundant (129 mg L⁻¹). Toxic metals such as cadmium, lead and chromium were detected at very low concentrations in the samples, their values well below the maximum allowed by the Ministry of Agriculture, Livestock and Supply, for organic fertilizers and soil conditioners. After characterization the treated effluent, it was applied as a biofertilizer in a lettuce crop. There were 10 treatments, with 4 repetitions. The following doses were applied per pot: T1: 0 mL; T3: 25 mL; T4: 50 mL; T5: 100 mL; T6: 150 mL; T7: 250 mL; T8: 350 mL; T9: 500 mL and T10: 650 mL. For the T2 treatment, mineral fertilization was used, supplying nitrogen and potassium (NK) nutrients. All treatments were divided into five applications. To compare the production of fresh matter (FM) and dry matter (DM), the Dunnett test was used, at 5% significance, and from the results it was observed that the treatments T7 (FM = 204.77 and DM = 13.92), T8 (FM = 208.95 and DM = 13.98) and T9 (FM = 214.77 and DM = 14.45), were statistically equivalent to each other and equivalent to mineral fertilization (T2 (FM = 223.75 and DM = 15.09)). Macro and micronutrients were found in the aerial part of the lettuce. Toxic metals such as nickel and lead were not detected in

the lettuce shoots. Based on these results, it can be concluded that the effluent treated, from the composting company has potential to be used as biofertilizer.

Keywords: Sustainability. Treatment of organic solid waste. Food waste. Fertilizers. Lettuce (*Lactuca sativa*).

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Composição dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. Adaptado de Fonte (PUGA; CASTRO, 2018).	28
Figura 2. Principais processos utilizados nos tratamentos de resíduos alimentares. Fonte: Adaptado de (Du et al, 2018).....	30
Figura 3. Produção científica por país com o tema “solid waste composting” e com ano de publicação 2010 a 2020. Fonte: Base de dados Scopus, data da pesquisa 06/03/2021.	33
Figura 4. Processo de compostagem. Fonte: o Autor.	33
Figura 5. Fases da compostagem. Fonte: Adaptado de: LACERDA; MORAES; SILVA, 2019.	35
Figura 6. Esquema representativo da metodologia realizada na pesquisa, com os seus respectivos locais de execução.	52
Figura 7. Esquema representativo dos tanques de tratamento para o efluente gerado no processo de compostagem. Fonte: o Autor.....	53
Figura 8. Esquema dos tratamentos realizados para avaliação do efluente de usina de compostagem usado como biofertilizante em cultura de alface. Fonte: o Autor	60
Figura 9. Vista da entrada principal da empresa Minas Organic Usina de Compostagem. Fonte: o Autor, com permissão da empresa.....	64
Figura 10. Usina de compostagem. 1- Pátio de recepção de material, 2- Pátio de compostagem primária, 3- Pátio de compostagem secundária, 4- Pátio de ensacamento/ expedição, 5- Tanques de armazenamento e tratamento anaeróbio. Fonte: Google Earth.....	64
Figura 11. Leiras de compostagem primária na Usina de Compostagem Minas Organic. Fonte: o Autor, com permissão da empresa.....	65
Figura 12. Foto das amostras de efluente tratado coletadas em diferentes meses. Fonte: o Autor.	69
Figura 13. Variação dos parâmetros ao longo dos meses na amostra do efluente tratado da usina de compostagem. (A) Nitrogênio Amoniacal, (B) Nitrogênio Kjeldahl Total, (C) Demanda Química de Oxigênio, (D) Demanda Bioquímica de Oxigênio, (E) Carbono Orgânico Total, (F) Fósforo e (G) pH. A linha vermelha representa o valor médio obtido das amostras.	71
Figura 14. Variação dos parâmetros de sólidos ao longo dos meses na amostra do efluente tratado da usina de compostagem. (A) Sólidos Totais (ST), (B) Sólidos Totais Voláteis (STV), (C) Sólidos Totais Fixos (STF), (D)Sólidos Suspensos Totais (SST), (E) Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e (F) Sólidos Suspensos fixos (SSF). A linha vermelha representa o valor médio obtido das amostras.	72

- Figura 15. Variação da concentração de metais ao longo dos meses na amostra do efluente tratado obtido da usina de compostagem. (A) Cádmio, (B) Cromo, (C) Cobre, (D) Chumbo (E) Manganês, (F) Zinco, (G) Ferro, (H) Cálcio, (I) Magnésio e (J) Potássio. A linha vermelha representa o valor médio obtido das amostras..... 74
- Figura 16. Comparação entre os teores dos parâmetros (A) pH, (B) Nitrogênio Amoniacal, (C) Nitrogênio Kjeldahl Total, (D) Demanda Bioquímica de Oxigênio, (E) Demanda Química de Oxigênio, (F) Carbono Orgânico Total, (G) Sólidos Totais (H) Sólidos Totais Voláteis, (I) Sólidos Totais Fixos, (J) Sólidos Suspensos Totais, (K) Sólidos Suspensos Voláteis, (L) Sólidos Suspensos Fixos e (M) Fósforo, do efluente não tratado (ENT) e do efluente tratado (ET) obtido da usina de compostagem..... 77
- Figura 17. Vasos com as mudas de alface em casa de vegetação no Vale da Agronomia, na Universidade Federal de Viçosa. Fonte: o Autor 81
- Figura 18. Evolução das plantas de alface ao longo das seis semanas do ensaio biológico. Fonte: o Autor..... 81
- Figura 19. Planta de alface representativa de cada tratamento, com a respectiva dose de efluente utilizada na mesma. Fonte: o Autor..... 82
- Figura 20. Produção de matéria fresca e matéria seca em função das diferentes doses de adubação com o efluente tratado, aplicadas via solo. T1: 0 mL; T3: 25 mL; T4: 50 mL; T5: 100 mL; T6: 150 mL; T7: 250 mL; T8: 350 mL; T9: 500 mL e T10: 650 mL. (A) Matéria fresca (MF) e (B) matéria seca (MS) da parte aérea da alface..... 83
- Figura 21. Variação do teor de nitrogênio (A) e potássio (B) na parte aérea da alface em função da dose aplicada em cada tratamento. 86
- Figura 22. Variação do teor de zinco (A) e manganês (B) na parte aérea da alface em função da dose aplicada em cada tratamento. 87
- Figura 23. Variação do teor de potássio (A) e manganês (B) residual no solo em função da dose do efluente tratado aplicada em cada tratamento..... 89
- Figura 24. Variação dos parâmetros de sólidos ao longo de seis meses, na amostra do efluente tratado usado como biofertilizante. (A) Sólidos Totais, (B) Sólidos Totais Fixos, (C) Sólidos Totais voláteis, (D) Sólidos Suspensos Totais, (E) Sólidos Suspensos fixos, (F) Sólidos Suspensos Voláteis. A linha vermelha representa o valor médio obtido das amostras..... 90
- Figura 25. Variação dos parâmetros ao longo de seis meses, na amostra do efluente tratado usado como biofertilizante. (A) Nitrogênio Amoniacal, (B) Nitrogênio Kjeldahl Total, (C) Demanda Química de Oxigênio, (D) Carbono Orgânico Total e (E) Fósforo total. A linha vermelha representa o valor médio obtido das amostras..... 91

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Quantidade de resíduos sólidos urbanos produzidos per capita em alguns países e os principais destinos dados aos mesmos.....	27
Tabela 2. Tipos de compostagem, condições e vantagens do processo. Fonte: (MMA, 2010) (PINTO; VILLADA, 2015).....	32
Tabela 3. Quantidade de resíduo reciclada por compostagem em alguns países.	34
Tabela 4. Fases da compostagem e características. Fonte (LIN, LONG <i>et al.</i> , 2018).	36
Tabela 5. Matérias-primas compostadas e o agente de volume usado.	38
Tabela 6. Variação da composição físico-química do chorume em relação à idade do aterro. Adaptada de (COSTA et al., 2019).	42
Tabela 7. Tecnologias de tratamentos aplicados a chorume e efluentes de compostagem.	44
Tabela 8. Valores máximos de alguns parâmetros do chorume tratado permitidos para o seu descarte em corpos hídricos. Adaptado de (GOMES et al., 2019).....	46
Tabela 9. Aplicações alternativas para chorume e efluente líquido gerado em compostagem como biofertilizante.....	47
Tabela 10. Mês/ano em que foram efetuadas as coletas das amostras do efluente tratado.	53
Tabela 11. Mês/ano em que foram efetuadas as coletas das amostras do efluente não tratado.	54
Tabela 12. Parâmetros físico-químicos analisados para caracterização dos efluentes ET e ENT.	55
Tabela 13. Metais analisados na amostra do ET. Faixa linear de trabalho, limite de detecção e comprimento de onda para cada metal.	56
Tabela 14. Reagentes e equipamentos utilizados nas análises realizadas no LESA, para caracterização do efluente.	58
Tabela 15. Resultados de parâmetros para a amostra do ENT.	68
Tabela 16. Limites máximos de metais tóxicos admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo. Fonte: (BRASIL, 2016)	75
Tabela 17. Diferença nos níveis médios de produção de matéria fresca e matéria seca da planta (em função de diferentes níveis de aplicação do efluente tratado) em relação à adubação mineral. Comparação de médias pelo teste de Dunnet, a 5% de significância. Coeficiente de Variação: 9,24.....	84

Tabela 18. Média dos teores de macronutrientes na parte aérea da alface.....	85
Tabela 19. Valores de pH do solo e de alguns metais residuais apresentados no solo após o plantio.	88

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

COT Carbono Orgânico Total
CONAMA Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO₅ Demanda Bioquímica de Oxigênio (5 dias a 20°C)
DQO Demanda química de oxigênio
EMBRAPA Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária
ENT Efluente não tratado
ET Efluente tratado
LVA Latossolo Vermelho-Amarelo
MAPA Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MFPA Matéria Fresca da Parte Aérea
MSPA Matéria Seca da Parte Aérea
NBR Norma brasileira
NKT Nitrogênio Kjeldahl Total
NPK Nitrogênio, Fósforo e Potássio
N-NH₃ Nitrogênio amoniacal
P Fósforo
pH Potencial Hidrogeniônico
RSU Resíduos sólidos urbanos
ST Sólidos Totais
STF Sólidos Totais Fixos
STV Sólidos Totais Voláteis
SST Sólidos Suspensos Totais
SSF Sólidos Suspensos Fixos
SSV Sólidos Suspensos Voláteis
UE União Europeia

SUMÁRIO

1. Introdução.....	19
2. Objetivos	21
2.1 Objetivo geral	22
2.2 Objetivos específicos	22
3. Revisão da literatura.....	23
3.1 Resíduo sólido urbano	24
3.2 Destinação dos resíduos sólidos	26
3.3 Resíduos alimentares	29
3.4 Compostagem	30
3.4.1 Fases da compostagem.....	34
3.4.2 Fatores que influenciam no processo de compostagem.....	36
3.4.2.1 Aeração	36
3.4.2.2 Temperatura	37
3.4.2.3 Teor de umidade	37
3.4.2.4 Relação Carbono/ Nitrogênio (C/N).....	38
3.4.2.5 pH.....	39
3.4.3 Subprodutos gerados no processo de compostagem.....	39
3.4.4 Tratamento de efluente líquido gerado na compostagem e chorume proveniente de aterros	40
3.5 Adubação do solo.....	48
3.6 Cultura da alface	49
4. Material e métodos	51
4.1 Descrição geral da pesquisa	52
4.2 Caracterização da empresa.....	52
4.3 Coleta das amostras	53
4.3.1 Coleta das amostras do efluente tratado (ET).....	53
4.3.2 Coleta das amostras do efluente não tratado (ENT)	54
4.3.3 Coleta da amostra do efluente tratado (ET) usado no ensaio biológico da cultura de alface	54
4.4 Caracterização do ET e do ENT proveniente da usina de compostagem de resíduos orgânicos.....	55
4.4.1 Parâmetros analisados nas amostras do ET e ENT.....	55
4.4.2 Parâmetros analisados no monitoramento do ET utilizado no ensaio biológico da cultura de alface.....	57
4.4.3 Padrões e reagentes	57

4.5	Ensaio biológico do uso do efluente tratado como biofertilizante na cultura da alface	59
4.5.1	Amostragem do solo	59
4.5.2	Aquisição e plantio das mudas.....	59
4.5.3	Tratamentos	59
4.5.4	Colheita das alfaces e avaliações dos tratamentos.....	61
4.5.5	Tratamento dos dados e análise estatística	62
5	Resultados e discussão	63
5.1	Caracterização da empresa.....	64
5.2	Caracterização do ENT do ET proveniente da usina de compostagem de resíduos orgânicos.....	68
5.3	Avaliação da eficiência do tratamento anaeróbio por meio de comparação dos valores obtidos para os parâmetros durante a caracterização.....	76
5.4	Avaliação do efluente tratado, proveniente de usina de compostagem, como biofertilizante na cultura de alface.....	81
5.4.1	Produção de matéria fresca e matéria seca	81
5.4.2	Macro e micronutrientes e metais tóxicos na parte aérea da alface.....	85
5.4.3	Teor de metais residuais no solo.....	88
5.5	Estudo de estabilidade físico-química do efluente tratado usado no cultivo da alface	90
6	Conclusão	93
	Referências bibliográficas.....	95
	Apêndices	
	Apêndice A – Informações sobre o processo de compostagem da Minas Organic Usina de Compostagem.....	111
	Apêndice B – Informações sobre as amostras do ET e ENT.....	112
	Apêndice C – Informações sobre micronutrientes e metais tóxicos na alface.....	116
	Apêndice D – Informações sobre as amostras do ET usado na adubação.....	117
	Anexos	
	Anexo A – Resultados das análises microbiológicas do ET para averiguação de patógenos: coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos e salmonela.....	119

INTRODUÇÃO

1. Introdução

Devido ao crescimento da população mundial e rápida urbanização, muitos resíduos sólidos são gerados, tendo a fração orgânica uma elevada contribuição, principalmente, nos países em desenvolvimento. Com isso, torna-se necessário encontrar processos de tratamento sustentáveis, visando minimizar o destino destes resíduos aos aterros (SOOBHANY, 2018), os quais ocupam extensas áreas e liberam gases de efeito estufa (XIONG; HUSSAIN; LEE, 2019). Segundo Soudejani *et al.* (2019), mais de 50 % dos resíduos produzidos em residências são de origem orgânica, os quais podem ser reciclados e reutilizados. Tais práticas devem ser estimuladas, pois o seu descarte em aterros, além de gases, gera um líquido, conhecido como lixiviado ou chorume.

Processos de digestão anaeróbia e compostagem podem ser usados como alternativas de reciclagem, sendo a compostagem o processo mais viável por ser mais econômico e produzir um composto estável (SOOBHANY, 2018). A compostagem é um processo de decomposição aeróbia da matéria orgânica por microrganismos (SRIVASTAVA *et al.*, 2014). Nesses processos ocorrem transformações microbiológicas e diversas reações químicas complexas, como a hidrólise, proteólise, amonificação, nitrificação, mineralização do carbono e humificação. Os resíduos orgânicos são transformados, formando um produto estabilizado denominado composto, que pode ser utilizado como fertilizante do solo (CÁCERES; MALINNSKA; MARFÀ, 2018). Devido, principalmente, às altas temperaturas associadas ao processo de compostagem, ele é capaz de destruir patógenos e sementes de plantas daninhas (LIU *et al.*, 2020) (MANGA *et al.*, 2021).

No processo de compostagem pode ser gerado um efluente líquido de cor amarela a marrom-escura, composto por diversas substâncias dissolvidas, dentre elas, amônia, potássio e fósforo, além de substâncias em suspensão. O tratamento e reutilização desse efluente são processos que têm se tornado fundamentais, sendo a irrigação uma alternativa viável de reutilização (ZHOU; WANG; ZHANG, 2010). Diante do exposto, objetivou-se com esta pesquisa caracterizar quimicamente o efluente gerado em empresa de compostagem e avaliar sua efetividade como biofertilizante. Levantou-se a hipótese de que efluentes gerados em usinas de compostagem podem ser usados como biofertilizantes por apresentarem grande quantidade de macro e micronutrientes, essenciais para o desenvolvimento de plantas. Dessa maneira, pretendeu-se agregar valor a esse subproduto, visando uma rota sustentável de manejo de resíduos sólidos orgânicos, minimizando possíveis impactos ambientais.

OBJETIVOS

2. Objetivos

2.1 Objetivo geral

Caracterizar quimicamente e avaliar o potencial de um efluente proveniente de uma usina de compostagem, previamente tratado por processo biológico anaeróbio, como biofertilizante líquido em cultura de alface (*Lactuca Sativa*).

2.2 Objetivos específicos

- Realizar a caracterização da usina de compostagem;
- Caracterizar o efluente tratado, ao longo de 12 meses, avaliando a variação dos seguintes parâmetros: DBO₅, DQO, COT, N-NH₃, NKT, ST, STF, STV, SST, SSF, SSV, fósforo, pH e metais;
- Avaliar a presença de microrganismos patogênicos no efluente tratado;
- Caracterizar o efluente não tratado, ao longo de 4 meses, avaliando a variação dos seguintes parâmetros: DBO₅, DQO, COT, N-NH₃, NKT, ST, STF, STV, SST, SSF, SSV, fósforo e pH;
- Avaliar a eficiência do tratamento anaeróbio por meio de comparação dos valores obtidos para os parâmetros durante a caracterização do efluente tratado e não tratado;
- Avaliar o uso do efluente tratado como biofertilizante em cultura de alface (*Lactuca sativa*);
- Avaliar a presença de macro e micronutrientes e metais tóxicos na cultura de alface (*Lactuca sativa*);
- Avaliar a presença de metais residuais no solo após o plantio da cultura de alface (*Lactuca sativa*);
- Realizar o monitoramento do efluente tratado, utilizado como biofertilizante, ao longo de 6 meses, avaliando a variação dos seguintes parâmetros: DQO, COT, N-NH₃, NKT, ST, STF, STV, SST, SSF, SSV e fósforo.

REVISÃO DE LITERATURA

3. Revisão da literatura

3.1 Resíduo sólido urbano

Faz parte da vida do ser humano, em função da sua cultura, costumes e hábitos, utilizar os recursos e produzir resíduos. Porém, a quantidade de resíduo produzida tem sofrido grande aumento desde que o homem passou a viver em sociedade, pois se aumentou o consumo e a busca por produtos industrializados (DEUS; BATTISTELLE; SILVA, 2015). Segundo Abdelshafy e Mansour (2018), além do aumento populacional, fatores como a rápida urbanização, economia em expansão e aumento do padrão de vida nos países em desenvolvimento, fizeram acelerar bastante a taxa, quantidade e qualidade dos resíduos sólidos gerados.

Segundo a Lei 12.305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, resíduos sólidos são definidos como:

“Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível” (BRASIL, 2010).

A Norma brasileira, NBR 10.004 (2004), contudo, define como:

“... resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficando incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

Os resíduos podem ser classificados em perigosos ou não perigosos, de acordo com a sua periculosidade. Enquanto que, de acordo com a sua origem, podem ser classificados em resíduos industriais, resíduos de serviço de saúde, resíduos de construção civil, resíduos agrossilvopastoris, resíduos de serviços de transportes, resíduos de mineração, resíduos de

estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços e resíduos sólidos urbanos (RSU), que englobam os resíduos domiciliares e de limpeza urbana (BRASIL, 2010). Restos de alimentos, papel, plástico, vidro, madeira, são alguns exemplos da composição dos RSU, os quais, devido ao extenso tempo necessário para sua decomposição, têm se tornado um problema que requer solução rápida, uma vez que a sua massa tem aumentado no mundo todo (AL-GHOUTI *et al.*, 2021).

A população urbana mundial vem aumentando a uma taxa de 2,035% ao ano, provocando um acelerado crescimento na industrialização, urbanização e economia, o que tem gerado maior quantidade de resíduos sólidos no mundo, podendo chegar a aproximadamente 6,1 milhões de toneladas/dia em 2025 (KHANDELWAL *et al.*, 2019). Em todo o mundo são produzidos mais de um bilhão de toneladas de resíduos, que causam diversos problemas ao ambiente e à saúde quando não gerenciados de forma correta (COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019).

O acúmulo de resíduos sólidos no ambiente fez com que a sociedade mundial se preocupasse com a destinação correta para os mesmos (PIRES *et al.*, 2017). Políticas de gerenciamentos foram criadas em diversos países. Na Malásia, por exemplo, foi criado em 1998, o Plano de Ação para uma Malásia Bonita e Limpa, com o objetivo de incentivar a reciclagem, fazendo com que outros planos surgissem no país (BONG *et al.*, 2017). Na Dinamarca, foi implementado o Painel Nacional de Bioeconomia e a Estratégia de Prevenção de Resíduos e no Brasil, criou-se em 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (MAK *et al.*, 2020).

Para Stanchev *et al.* (2017) a sociedade europeia, a partir do momento em que se tornou mais rica, pôde adquirir mais produtos. Considerando que tais produtos estão sendo fabricados para terem uma menor vida útil, uma maior quantidade de resíduos tem sido gerada. Margallo *et al.* (2019) apontam que, a geração de resíduos é maior em países de alta renda e em áreas urbanas com alto consumo de produtos manufaturados do que em países de baixa renda e comunidades rurais. Entretanto, segundo Lim; Lee; Wu, (2016), os países de alta renda reciclam mais, tendo melhores condições de implementarem novas tecnologias de tratamento. Por outro lado, os países em desenvolvimento, normalmente, carecem de sistemas de tratamento e condições financeiras para dar um destino final seguro aos resíduos.

A Índia, no ano de 2016, gerou 120 mil t/dia, ficando atrás apenas dos EUA, China, Brasil e Japão (PUJARA *et al.*, 2019). Tal situação tem sido um desafio para as autoridades

municipais, uma vez que a forma de descarte mais comum de resíduo sólido na Índia é o lixão, o que agrava os problemas ambientais e a prática da sustentabilidade (RANA; GANGULY; GUPTA, 2018). No Brasil, a quantidade total de resíduos gerada aumentou em aproximadamente 1% no ano de 2018 comparando-se com o ano anterior, o que implicou na produção de 216.629 t/dia, correspondendo a aproximadamente 1 kg de resíduo gerado diariamente por habitante (ABRELPE, 2019). Na China, devido ao seu grande crescimento e rápida urbanização, o tratamento de RSU é um problema social a ser resolvido de forma rápida, pois o RSU não tratado representa sete bilhões de toneladas ao longo do ano (WANG *et al.*, 2018).

3.2 Destinação dos resíduos sólidos

O mau gerenciamento dos resíduos sólidos pode ocasionar uma série de problemas ambientais, bem como causar danos à saúde pública. Por isso, o setor de gestão deve fazer uma criteriosa avaliação técnica na hora de decidir qual destino será dado ao resíduo, de modo a minimizar os riscos a ele associados (KHANDELWAL *et al.*, 2019). Para fazer esse gerenciamento dos resíduos, faz-se necessário conhecer a sua composição e quantidade, pois são esses fatores que determinarão a forma de tratamento dos mesmos. Isso tem se tornado um grande desafio para as autoridades dos municípios dos países em desenvolvimento, pois a quantidade e complexidade dos resíduos têm aumentado cada vez mais e o custo para o seu manuseio tem sido alto (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018).

Para se escolher uma tecnologia adequada para o tratamento de resíduos, faz-se necessário, também, levar em consideração fatores como desenvolvimento econômico, área de terra, população e classificação dos resíduos (ZENGGUANG; JUNRUI; YANG, 2018). Tratamentos como reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação, aproveitamento energético, dentre outros, podem ser efetuados para converter os resíduos em produtos de valor agregado. Porém, devido à heterogeneidade desses resíduos, não existe uma tecnologia adequada para obter uma conversão eficiente (SINDHU *et al.*, 2019).

Somente após esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, os resíduos serão dispostos de maneira ambientalmente adequada em aterros, observando as normas operacionais específicas. Tais práticas são realizadas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança,

além de minimizar os impactos ambientais adversos. A estes resíduos, cujas possibilidades de tratamento e recuperação foram esgotadas, dá-se o nome de rejeito (BRASIL, 2010).

Na Tabela 1 são mostrados os principais destinos dados aos resíduos em alguns países. Pode-se notar que o aterro é o mais utilizado, provavelmente, por ser esta uma técnica barata e menos impactante que os lixões a céu aberto.

Tabela 1. Quantidade de resíduos sólidos urbanos produzidos per capita em alguns países e os principais destinos dados aos mesmos.

País	kg/hab*. Dia	Principais destinos dados aos resíduos	Referência
Índia	0,34	Aterros	(SRIVASTAVA <i>et al.</i> , 2014)
Brasil	1,0	Aterros e lixões	(ABRELPE, 2017)
Equador	1,13	Aterros e lixões	(JARA-SAMANIEGO <i>et al.</i> , 2017)
Reino da Arábia Saudita	1,4	Aterros e lixões	(ANJUM <i>et al.</i> , 2016)
Canadá	1,78	-	(ROY <i>et al.</i> , 2019)

*hab. = habitante

Na Europa, o gerenciamento dos resíduos é uma opção estratégica, variando em diversos países em função da homogeneidade climática e da semelhança em hábitos culturais. Nos países do sul, há uma predominância de aterro sanitário e nos países do norte, onde o clima é frio, há a utilização da incineração para se produzir energia, exceto na Finlândia e Inglaterra (RADA *et al.*, 2018).

Devido à quantidade crescente de resíduos, o setor de gerenciamento nos países desenvolvidos está deixando de ser uma disposição descuidada para se tornar uma medida mais sustentável. Entretanto, nos países em desenvolvimento ainda se procura mudar a disposição de resíduos de lixões abertos para aterros controlados. Os aterros, mesmo apresentando impactos ambientais maiores que outros, como reciclagem ou incineração, são mais baratos, mais conhecidos e menos impactantes que os lixões abertos (MARGALLO *et al.*, 2019).

Segundo Xiong *et al.* (2019) a incineração de RSU vem crescendo constantemente nos últimos anos no mundo todo. Nos 27 Estados-Membros da UE (União Europeia) o seu aumento

foi de 32 milhões de toneladas em dez anos, atingindo 64 milhões de toneladas em 2014. Na China, aproximadamente 40% dos RSU nas áreas metropolitanas são incinerados, e esse número deve chegar a 60% até 2020.

No Brasil, ainda existem os lixões e aterros controlados em todas as regiões do país, os quais recebem mais de 80 mil toneladas de resíduos por dia, o que traz vários impactos à saúde e ao ambiente (ABRELPE, 2019). Esses resíduos são compostos, dentre outros, por papel, papelão, embalagens, plásticos, metais, vidros e, principalmente, por matéria orgânica, que constitui a maior fração do resíduo sólido gerado (PUGA; CASTRO, 2018).

Pode-se ver na Figura 1 a composição física dos resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil em 2018. A composição física do RSU pode sofrer variações significativas entre países devido à situação econômica, estilo de vida e formas de gerenciamento dos resíduos (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018).

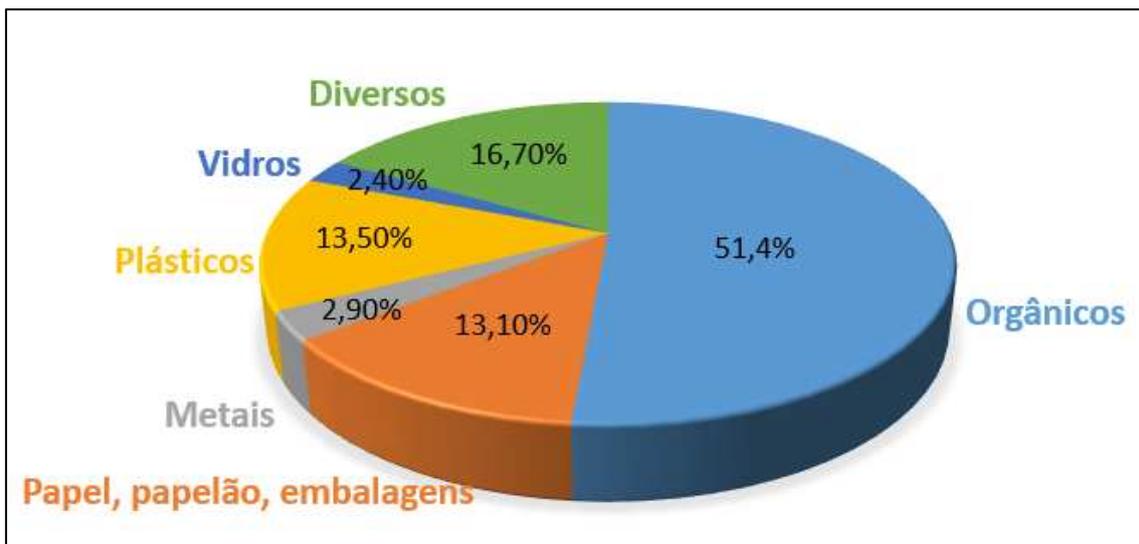


Figura 1. Composição dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. Adaptado de Fonte (PUGA; CASTRO, 2018).

Os resíduos orgânicos são definidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), segundo a resolução 481, como, “aqueles representados pela fração orgânica dos resíduos sólidos, passível de compostagem, sejam eles de origem urbana, industrial, agrossilvipastoril ou outra” (BRASIL, 2017, pág 2). Na quantidade total de resíduos sólidos gerados no mundo, a maior porcentagem corresponde aos resíduos orgânicos, os quais englobam resíduos alimentares, resíduos de quintal e resíduos agrícolas (LIM; LEE; WU, 2016).

3.3 Resíduos alimentares

Quase metade dos resíduos municipais produzidos na maioria dos países é constituída por restos de alimentos como, carnes, frutas, vegetais e cereais, que, por sua vez, são formados por gorduras, carboidratos, proteínas, lipídeos, além de alto teor de umidade. Essa grande variedade de componentes somada à grande quantidade de água e baixo valor calórico dificulta a escolha de um tratamento que favoreça o crescimento de microrganismos e produza um composto desejado (SINDHU *et al.*, 2019).

Os resíduos alimentares têm, na maioria das vezes, como destino final, o aterro sanitário, que não permite a utilização biológica da matéria orgânica, causando diversos prejuízos ao ambiente (MASULLO, 2017). Além disso, os aterros sanitários tendem a ocupar uma extensa área. A incineração, também não se apresenta como uma boa alternativa, uma vez que, devido ao grande teor de umidade presente nestes resíduos, demandaria uma grande quantidade de energia e emitiria gases poluentes. Portanto, tecnologias mais sustentáveis devem ser utilizadas (XIONG; HUSSAIN; LEE, 2019).

Alguns países, levando em consideração a sustentabilidade, têm desenvolvido leis sobre o descarte final de resíduos sólidos, visando a valorização do material orgânico proveniente de resíduo alimentar (CERDA *et al.*, 2018). A reciclagem desses resíduos tem se tornado uma alternativa sustentável de valorização. Esta consiste em processo de transformação, em que ocorre alterações de suas propriedades físico-químicas ou biológicas para obtenção de produtos comerciais, tais como biocombustíveis e biofertilizantes (NAYAK; BHUSHAN, 2019).

A composição de resíduos sólidos, como mencionado anteriormente, faz com que estes sejam uma matéria-prima rica, ideal para o tratamento por digestão anaeróbia, hidrólise química e compostagem, dando origem a biofertilizantes (DU *et al.*, 2018). Podem-se ver na Figura 2 os principais processos utilizados nos tratamentos de resíduos alimentares e agrícola.

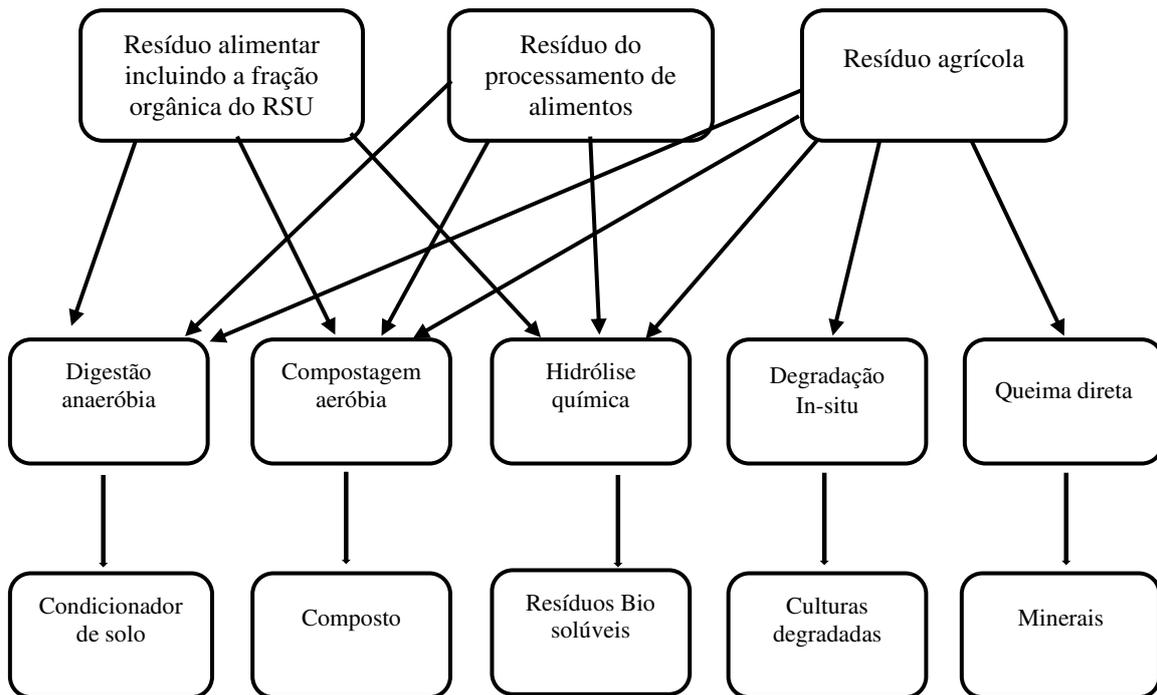


Figura 2. Principais processos utilizados nos tratamentos de resíduos alimentares. Fonte: Adaptado de (Du et al, 2018).

Compostagem e digestão anaeróbia são dois processos de decomposição da matéria orgânica mediada por microrganismos. A compostagem ocorre na presença de oxigênio e a digestão anaeróbia, na ausência deste (MANCINI; ARZOUMANIDIS; RAGGI, 2019). Os dois processos dão origem a um composto e aos gases CO_2 e CH_4 , respectivamente. O composto também pode ser denominado de digerido, que pode ser utilizado em jardinagem e agricultura, (MANCINI; ARZOUMANIDIS; RAGGI, 2019). Porém, para o tratamento de resíduos alimentares, a digestão anaeróbia ainda enfrenta desafios econômicos em muitos países, como a instabilidade do processo, alto custo de transporte e operação, eficiência reduzida na produção de biogás e na remoção de sólidos voláteis e extenso tempo necessário para a estabilização da matéria orgânica (BLASIUS *et al.*, 2020).

3.4 Compostagem

A compostagem é um método de gerenciamento utilizado para recuperar a matéria orgânica, que se baseia na decomposição aeróbia de resíduos orgânicos (podas de plantas, resíduos de jardins, restos de alimentos), obtendo como produto final, um composto estabilizado e higienizado (WEI *et al.*, 2017). Em função de ser um processo aeróbio, a produção de gases e lixiviados é menor do que aquelas em aterros sanitários, o que faz dela uma prática mais vantajosa que os aterros (LIMA JÚNIOR *et al.*, 2017).

Segundo a resolução 481 do CONAMA, a compostagem é definida como:

“Processo de decomposição biológica controlada dos resíduos orgânicos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições aeróbias e termofílicas, resultando em material estabilizado, com propriedades e características completamente diferentes daqueles que lhe deram origem” (BRASIL, 2017).

Transformações microbiológicas e reações químicas complexas como hidrólise, proteólise, amonificação, nitrificação, mineralização de carbono e humificação, ocorrem durante o processo. O tempo necessário para completar todo o processo dependerá, além de outros fatores, da matéria prima utilizada, pois ela influenciará nas estruturas da comunidade microbiana, responsável por grande parte do processo. Materiais com maior facilidade de degradação levarão menos tempo do que materiais de difícil degradação (CÁCERES; MALÍNSKA; MARFÀ, 2018).

A compostagem é uma tecnologia viável de ser aplicada no tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos por ser simples e rápida de implementar, apresentando um custo-benefício mais interessante que o aterro, por exemplo (JARA-SAMANIEGO *et al.*, 2017). Ainda segundo os autores, ela é uma alternativa de desvio dos resíduos ao aterro, sendo mais sustentável que outros processos, tendo como produto final um composto estável que, a depender do nível da sua qualidade pode ser utilizado como fertilizante do solo, em substituição à fertilizantes minerais em algumas culturas. Fatores como fonte e natureza do resíduo sólido, além dos procedimentos seguidos na compostagem, implicarão diretamente na qualidade do composto (SRIVASTAVA *et al.*, 2014).

O composto ou fertilizante orgânico permite que os nutrientes voltem ao solo, melhorando as suas condições físicas, químicas e biológicas, evitando, com isso, o uso de fertilizantes químicos. Desta forma, a reciclagem da matéria orgânica, por meio da compostagem, é considerada uma técnica ambientalmente correta, pois proporciona, além de um produto rico em nutrientes, a redução em massa do volume dos resíduos (PIRES; FERRÃO, 2017) (DHAMODHARAN *et al.*, 2019).

No Brasil, a lei Nº 12.305/2010 afirma que se deve implantar sistema de compostagem para o resíduo sólido orgânico. Porém, mesmo sendo grande a fração de orgânicos, esta prática ainda é pouco utilizada (BRASIL, 2010) (PUGA; CASTRO, 2018). Diversas são as tecnologias

de compostagem, mas elas podem ser agrupadas em três tipos básicos que são mostrados na Tabela 2.

Tabela 2. Tipos de compostagem, condições e vantagens do processo. Fonte: (MMA, 2010) (PINTO; VILLADA, 2015).

Tipo de compostagem	Condições do processo	Vantagem
Aeração forçada	As leiras não são revolvidas. O sistema de aeração ocorre por meio de tubos perfurados conectados a sopradores controlados por temporizador.	Acelera o processo de maturação do composto
Reviramento manual ou mecânico	Ventilação natural das leiras; Necessidade de revolvimento frequente.	Usada para conduzir compostagens em grande escala (até 100t/dia); método simples; baixo custo
Reator biológico	Os resíduos compostados são colocados em um reator biológico fechado	permite controlar os parâmetros sem interferência do ambiente externo, permite ampliar a capacidade de tratamento

O tema compostagem tem atraído a atenção de diversos pesquisadores em todo o mundo, como pode ser observado na Figura 3. Nessa figura é mostrada uma busca na base de dados Scopus, em que se pesquisou “solid waste composting”, compostagem de resíduos sólidos, a qual apresenta a produção científica por país com essa temática. A China é o país com maior produção, com 396 documentos, seguido da Índia, com 365, ficando o Brasil na sexta posição, com 137 documentos.

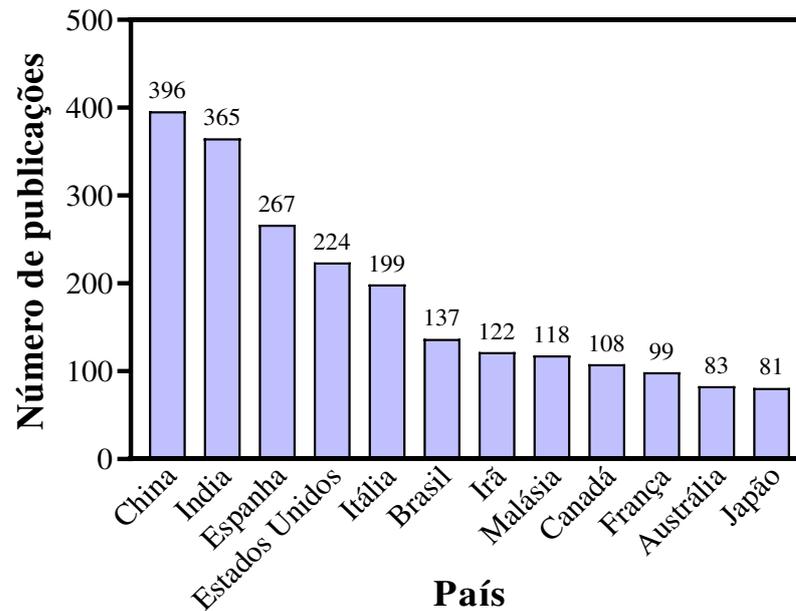


Figura 3. Produção científica por país com o tema “solid waste composting” e com ano de publicação 2010 a 2020. Fonte: Base de dados Scopus, data da pesquisa 06/03/2021.

Pode-se ver na Figura 4, de forma simplificada, o processo da compostagem, em que resíduos orgânicos úmidos (restos de alimentos) e resíduos orgânicos secos (podas de plantas e jardinagem) (A), são adequadamente misturados e pilhas ou leiras de compostagem são formadas (B). Durante o processo, microrganismos, em desenvolvimento natural, decompõem a matéria orgânica, gerando como produto final um adubo orgânico, denominado de composto (C).

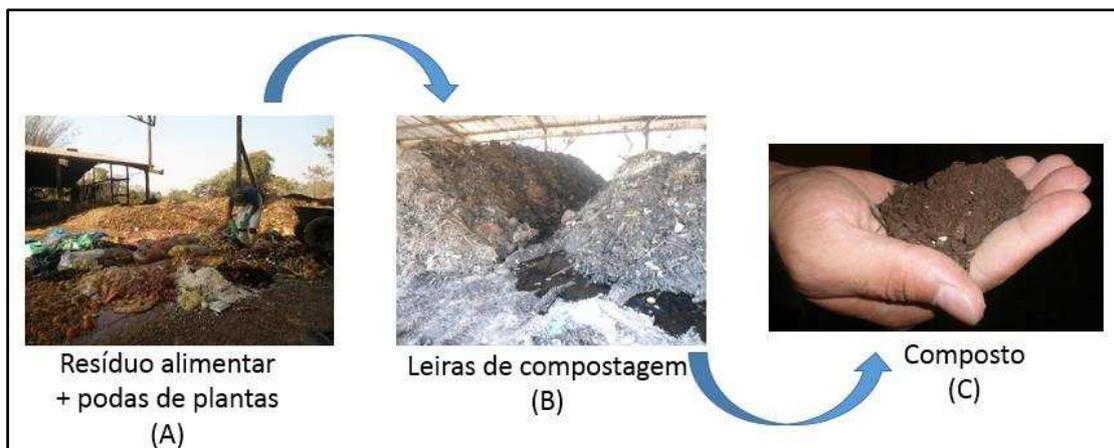


Figura 4. Processo de compostagem. Fonte: o Autor.

Por meio da compostagem é possível recuperar nutrientes minerais importantes para o solo e plantas como, nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). O composto, obtido da compostagem da matéria orgânica, tem se mostrado um fertilizante de qualidade superior aos

artificiais, melhorando o crescimento e a saúde das plantas, bem como, controlando diversos fungos em função de substâncias húmicas que fazem parte de sua composição (ONWOSI *et al.*, 2017). Apesar de suas vantagens, a quantidade de resíduo reciclada por compostagem em alguns países ainda é muito pequena, como apresentado na Tabela 3.

Tabela 3. Quantidade de resíduo reciclada por compostagem em alguns países.

País	Total de RSU gerado	Desperdício de alimento em relação ao RSU TOTAL	Quantidade reciclada por compostagem	Referência
Japão	42 milhões de toneladas	36%	6%	(WEI <i>et al.</i> , 2017)
EUA	167 milhões de toneladas	15,1%	5%	(PAI; AI; ZHENG, 2019), (WEI <i>et al.</i> , 2017)
China	2172 milhões de toneladas	-	Abaixo de 2%	(WEI <i>et al.</i> , 2017)
Brasil	78,4 milhões de toneladas		0,5%	(CESTONARO <i>et al.</i> , 2021)

3.4.1 Fases da compostagem

A compostagem é dividida em três fases, respectivamente, mesofílica, termofílica e a fase de resfriamento e maturação, as quais são dominadas por populações microbianas diferentes (LIN, LONG *et al.*, 2018). Pode-se ver na Figura 5 um esquema das fases da compostagem. A fase mesofílica é caracterizada por baixa temperatura (entre 25 e 40 °C), com predominância de organismos mesófilos, que crescem e realizam atividades metabólicas exotérmicas, que fazem aumentar a temperatura. A partir daí inicia-se a segunda fase, cujo processo ocorre em temperaturas entre 40 e 65 °C, em que os organismos mesófilos são substituídos por termofílicos, os quais serão decompositores de polissacarídeos, proteínas e gorduras. Na terceira fase, os microrganismos mesófilos voltam a predominar e ocorre a maturação e estabilização do composto, o qual pode apresentar alguns microrganismos como indicativo de qualidade do processo (ONWOSI *et al.*, 2017). A abundância de *Actinobacteria*, *Bacillus* e fungos são indicadores de um processo eficiente de compostagem (LIN, LONG *et al.*, 2018).

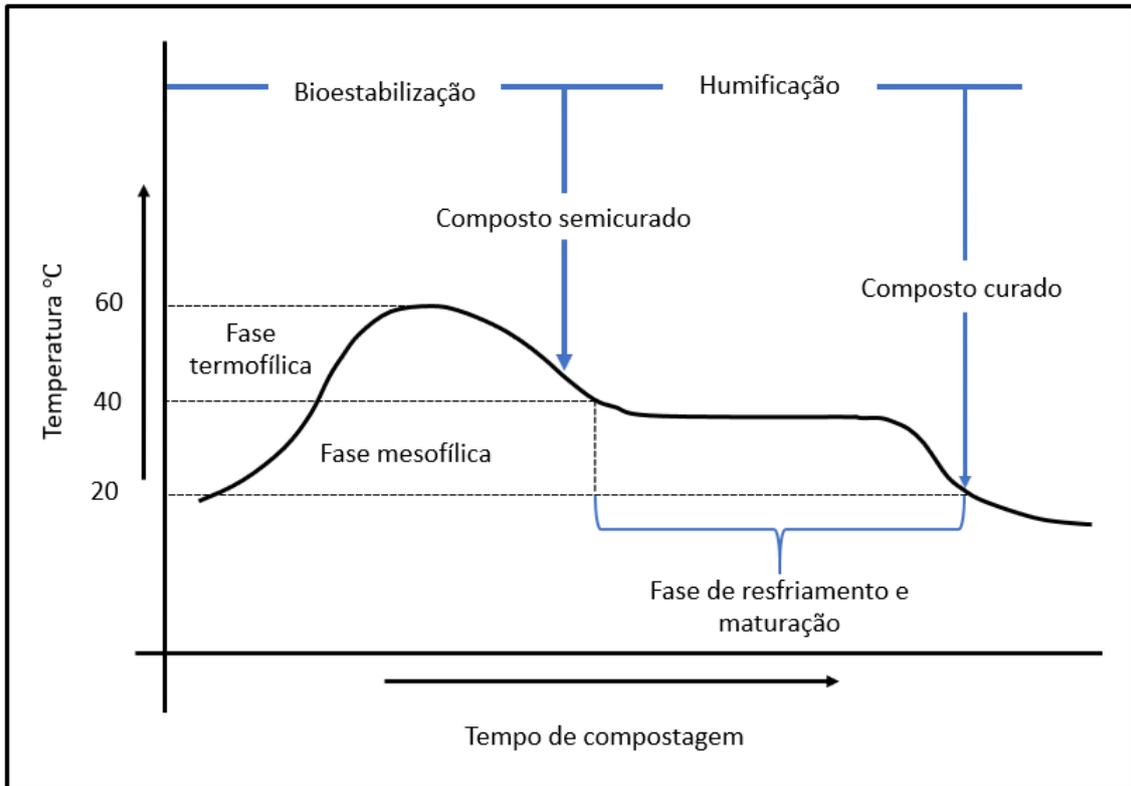


Figura 5. Fases da compostagem. Fonte: Adaptado de: LACERDA; MORAES; SILVA, 2019.

Compostos mais simples, como açúcares e aminoácidos são decompostos na fase mesofílica. Na fase termofílica são decompostos gorduras, celulose, hemicelulose e lignina e, na fase de resfriamento ocorre a degradação de açúcares residuais, celulose, hemicelulose e formação de substâncias húmicas (RASTOGI; NANDAL; KHOSLA, 2020).

Um dos indicadores da maturação da compostagem são as substâncias húmicas, que são formadas principalmente nesta fase. Estas são macromoléculas aromáticas, de estrutura complexa, contendo diferentes funções orgânicas, as quais em função das suas características, tais como, troca iônica, adsorção, complexação, são capazes de melhorar a fertilidade do solo, propiciando a germinação e o enraizamento das plantas e fornecendo nutrientes para as mesmas (SHI *et al.*, 2020). Na Tabela 4 são mostradas as fases da compostagem com algumas de suas características.

Tabela 4. Fases da compostagem e características. Fonte (LIN, LONG *et al.*, 2018).

Fases da compostagem	Nome	Temperatura (°C)	Microrganismos predominantes
1^a	Mesofílica	25 – 40	Bactérias (ex. <i>Lactobacillus</i>)
2^a	Termofílica	40 – 65	Bactérias termofílicas (ex. Actinobactérias)
3^a	Resfriamento e maturação	10 – 40	Fungos (ex. Basidiomycota)

3.4.2 Fatores que influenciam no processo de compostagem

O processo de compostagem está diretamente associado à população microbiana, a qual depende, dentre outros fatores, da aeração, temperatura, grau de compactação, teor de umidade, relação carbono/nitrogênio (C/N) e pH, que, portanto, terão uma relação direta na eficiência do processo (CERDA *et al.*, 2018).

Devido às diferenças nas características e composição das matérias-primas compostadas, cada processo terá sua peculiaridade, não podendo ser tratado da mesma forma. Portanto, um gerenciamento adequado dos fatores que influenciam no processo, levará a um produto final de qualidade, bem estabilizado, ou seja, livre de substâncias fitotóxicas (SILES-CASTELLANO *et al.*, 2020).

3.4.2.1 Aeração

Um dos aspectos mais importantes a se observar, no monitoramento da compostagem, é a aeração. Quantidades baixas de oxigênio favorecerão condições anaeróbicas no sistema (DHAMODHARAN *et al.*, 2019). Portanto, a diminuição de oxigênio tornará o processo mais lento, dificultando o crescimento dos microrganismos e, conseqüentemente, diminuindo o consumo da matéria orgânica (ÍÑIGUEZ-COVARRUBIAS; GÓMEZ-RIZO; RAMÍREZ-MEDA, 2018).

Uma aeração adequada é necessária para garantir a eficiência do processo, pois esta é uma das formas de entrada de energia ao sistema. A aeração pode ser conseguida através do revolvimento mecânico das leiras ou através de ventiladores, fazendo-se uma aeração forçada (DHAMODHARAN *et al.*, 2019).

3.4.2.2 Temperatura

O monitoramento da temperatura é importante no processo da compostagem, uma vez que ela garante a eliminação de patógenos e sementes de plantas daninhas. Porém, temperaturas muito elevadas podem destruir microrganismos importantes para a fase termofílica (ONWOSI *et al.*, 2017).

3.4.2.3 Teor de umidade

O teor de umidade está diretamente relacionado à vida dos microrganismos, pois a água é essencial para as suas necessidades fisiológicas. O teor de umidade influenciará na temperatura das leiras, bem como na decomposição da matéria orgânica. Teor de umidade alto leva a zonas de anaerobiose e formação de lixiviados, sendo necessário o revolvimento das leiras e a adição de materiais secos (estruturantes), também chamados de agentes de volume. Eles proporcionarão maior aeração e, conseqüentemente maior atividade dos microrganismos, pois evitam a compactação nas leiras. Um aumento da temperatura provoca uma diminuição na umidade, sendo necessário irrigar as leiras (SILVA; DUARTE; ANSELMO, 2017).

O teor de umidade ideal está entre 55 a 65% e pode ser controlado através da adição de materiais orgânicos secos, como capim ou grama secos, serragem, folhas secas moídas, aparas de madeiras (PINTO; VILLADA, 2015). Segundo DHAMODHARAN *et al.* (2019), aparas de madeira, além de ser economicamente mais viável que outros agentes de volume, proporcionam uma melhor retenção de água nas pilhas de compostagem e promovem a circulação do ar.

Pode-se ver na Tabela 5 algumas matérias-primas que podem ser compostadas e o material seco usado como agente de volume.

Tabela 5. Matérias-primas compostadas e o agente de volume usado.

Matéria-prima compostada	Agentes de volume	Local	Referência
Lodo fecal	Serragem, casca de café e resíduo de cervejaria	Kampala, Uganda	(MANGA <i>et al.</i> , 2021)
Resíduos alimentares, composto maduro	Serragem	Nanzih Kaohsiung, Taiwan	(LIN, CHITSAN; KIPROTICH; HOANG, 2021)
Fezes de porco	Talos de milho picados	Pequim, China	(JIANG <i>et al.</i> , 2015)
Resíduos de cogumelo	Cavacos de madeira	Chengdu, Sichuan	(JIA <i>et al.</i> , 2021)
Esterco de galinha e *Alperujo.	Folhas e podas de oliveira e palha de cereal	Córdoba Guadalcazar, Espanha	(TOLEDO <i>et al.</i> , 2020)

*Alperujo = resíduo líquido sólido gerado pelo novo método bifásico de extração de azeite. É composto por água da vegetação, polpa de azeitona, partes sólidas da azeitona (como caroço, mesocarpo e casca) e restos de gordura.

3.4.2.4 Relação Carbono/ Nitrogênio (C/N)

Os microrganismos envolvidos no processo de compostagem utilizam o carbono como fonte de energia e o nitrogênio para síntese de proteínas. Um excesso de nitrogênio implicará em perda do mesmo através da volatilização da amônia e a falta implicará na redução da síntese proteica e formação de microrganismos, o que diminuirá a degradação da matéria orgânica. Portanto, atenção especial deve ser dada à relação C/N no momento inicial da compostagem. A relação C/N indicada é de 25 a 30 para iniciar uma compostagem (CERDA *et al.*, 2018). Agentes de volume podem ser adicionados para que se tenha uma ótima relação C/N (RASTOGI; NANDAL; KHOSLA, 2020).

Segundo RAVINDRAN *et al.* (2021), materiais como resíduos alimentares, estrume animal e lodo de esgoto são ricos em nitrogênio, tendo uma relação C/N na faixa de 10 à 20, enquanto materiais como biomassa lignocelulósica, que também funcionam como agentes de volume, aumentando a aeração e diminuindo o lixiviado, são ricos em carbono, apresentando uma relação C/N maior que 50.

3.4.2.5 pH

O processo de compostagem é marcado por variações no pH. No início da compostagem ocorre uma diminuição desse parâmetro devido à liberação de ácidos orgânicos de cadeia curta. Com o consumo desses ácidos, ocorre um aumento gradativo do pH (WALLING; TRÉMIER; VANEECKHAUTE, 2020). Essas variações são influenciadas pela matéria-prima, temperatura e aeração e, normalmente, ocorrem em quatro fases. A fase de gênese ácida, em que o pH diminui em função da produção de ácidos orgânicos, a fase de alcalinização, marcada pelo aumento do pH devido ao processo de amonificação, a fase de estabilização, onde ocorre a diminuição da relação C/N e perda de amônia por volatilização e a fase estável, caracterizada por um pH mais neutro (AZIM *et al.*, 2017).

3.4.3 Subprodutos gerados no processo de compostagem

Apesar da compostagem promover o desvio de toneladas de resíduos orgânicos aos aterros e gerar um composto estável útil ao solo, alguns problemas ambientais podem ocorrer durante o processo (TYRREL; SEYMOUR; HARRIS, 2008). Subprodutos como efluente líquido e odores, que causam impactos ao ambiente, podem ser formados durante a compostagem em função da umidade, desequilíbrio entre a quantidade de carbono e nitrogênio, compactação e, principalmente, devido à taxa de aeração inadequada (KUCBEL *et al.*, 2019).

A composição do efluente líquido gerado no processo de compostagem pode sofrer variações de um lugar para outro, em função da composição dos resíduos, das condições climáticas e hidrológicas, além da forma como é conduzido o processo. Devido aos altos valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), de amônia e outros, ele tem sido um motivo de preocupação para as instalações (ESLAMI *et al.*, 2018). Mesmo sendo um processo aeróbio, forma-se, inevitavelmente, em pequenas regiões das leiras, condições anaeróbias, que proporcionam a formação de gás metano (CH₄). Entretanto, isso deve ser evitado, otimizando-se os revolvimentos das leiras e acertando-se a taxa de aeração (DHAMODHARAN *et al.*, 2019).

O odor característico da compostagem se deve à algumas substâncias tais como, a amônia (NH₃) e compostos voláteis de enxofre, produzidos através da quebra de proteínas e lipídeos durante o processo (LIN, LONG *et al.*, 2018). Portanto, a manutenção do pH neutro, se faz importante durante a compostagem para que não haja perdas da amônia por volatilização.

Além de problemas como odor, essa perda causa a deficiência de nitrogênio no composto maduro, uma vez que a liberação da amônia causa a perda de aproximadamente 80% no nitrogênio, o que prejudicaria a sua competitividade com os fertilizantes sintéticos (SHOU *et al.*, 2019).

3.4.4 Tratamento de efluente líquido gerado na compostagem e chorume proveniente de aterros

O efluente, muitas vezes denominado de chorume ou lixiviado, é um líquido com coloração que vai do amarelo amarronzado até o preto, com odor forte, composto por quantidades elevadas de matéria orgânica, sais inorgânicos, nitrogênio amoniacal e íons metálicos. Ele pode ser produzido em aterros, processos de compostagem, em incineração (durante a fase de armazenamento dos resíduos) e outros processos (GU *et al.*, 2019).

Segundo a resolução 481 do CONAMA, chorume é definido como “líquido proveniente da umidade natural e da decomposição anaeróbia de resíduos orgânicos” e, segundo a mesma resolução, lixiviado é definido como, “líquido resultante da infiltração e escorrimento de águas pluviais ou de outras fontes nas leiras de resíduos orgânicos” (BRASIL, 2017, pág. 1). Entretanto, para distinguir a fonte geradora, optou-se aqui, por associar a palavra chorume a aterros e a palavra efluentes para compostagem, uma vez que se trata de um processo aeróbio.

Grandes instalações de compostagem geram efluentes, cuja composição variará em função da matéria-prima e da tecnologia de compostagem, mas em geral incluem, matéria orgânica oxidável, nitrogênio amoniacal, sólidos dissolvidos e suspensos, dentre outros (MIRGHORAYSHI; ZINATIZADEH; VAN LOOSDRECHT, 2021).

A geração de efluente líquido no processo de compostagem pode ser influenciada por fatores como a quantidade de resíduos adicionada na compostagem e a temperatura envolvida no processo (ONWOSI *et al.*, 2017). Segundo Roy *et al.* (2019), esse efluente tem sua origem por meio de três fontes, que são (1) a água inerente ao próprio resíduo orgânico, (2) a água gerada nas reações bioquímicas e (3) águas de chuva ou de ajuste de teor de umidade. Esse efluente contém diversas substâncias dissolvidas e em suspensão, como compostos orgânicos e inorgânicos, além de microrganismos patogênicos. Segundo os mesmos autores, esta composição poderá sofrer variações dependendo dos ciclos de compostagem, que ocorrem a cada lote de resíduos.

O chorume oriundo de aterros sanitários adquire elevados níveis de metais tóxicos devido à dissolução de compostos orgânicos e inorgânicos ali presentes, por meio da água da chuva. Esse chorume, se descartado sem prévio tratamento, pode causar vários impactos ao meio ambiente (COLLADO *et al.*, 2019). Ele pode, ainda, poluir volumes enormes de água subterrânea, tornando-a imprópria para consumo doméstico e outros fins (SANG *et al.*, 2010).

Devido à idade do aterro, o chorume pode ser considerado como jovem (menos de 1 ano), velho (mais de 5 anos) e de média idade (entre 1 e 5 anos). Essa idade afeta diretamente a sua composição. Aterros jovens são compostos por mais de 80% de ácidos carboxílicos e os antigos e de média idade são compostos, principalmente, por uma mistura de ácidos húmicos e ácidos fúlvicos (denominados de substâncias húmicas) (COLLADO *et al.*, 2019). Pode-se observar na Tabela 6 a variação da composição físico-química do chorume em relação à idade do aterro sanitário. Quanto mais velho é o aterro, mais elevado se torna o seu pH, o que implica diretamente na diminuição da quantidade de nitrogênio amoniacal (N-NH₃), Eqs. 1 e 2.

Dois parâmetros bastante significativos que influenciarão na liberação de amônia em relação à amônia total, são o pH e a temperatura. O aumento do pH deslocará o equilíbrio químico (Eq. 01) no sentido de formação de amônia aquosa (NH_{3(aq)}), que deslocará o equilíbrio químico (Eq. 02) no sentido de formação do gás amônia (NH_{3(g)}) (SHOU *et al.*, 2019). Valores mais baixos de pH, entretanto, deslocariam o equilíbrio no sentido de formação de íons amônio (NH₄⁺_(aq)), aumentando a sua concentração (YE *et al.*, 2018).



Tabela 6. Variação da composição físico-química do chorume em relação à idade do aterro. Adaptada de (COSTA et al., 2019).

Parâmetros	Idade do chorume em aterro (anos)		
	0-5	5-10	10-20
pH	3-6	6-7	7-7,5
Sólidos Suspensos Totais (SST)	10000-25000	5000-10000	2000-5000
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	10.000–25.000	1000-4000	50-1000
Nitrogênio amoniacal	1500-4250	250-700	50–200
Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT)	1500-4500	400-800	75-300
Fósforo (P)	100-300	10 – 100	-
Ferro (Fe)	500-1500	500 – 000	100-500
Zinco (Zn)	100–200	50-100	10-50

* Unidade em mg L⁻¹, não aplicável ao parâmetro pH.

A presença de materiais, como plásticos, palitos de dentes, guardanapos de papel, no resíduo orgânico alimentar, faz com que o efluente líquido gerado durante a compostagem venha conter diferentes tipos de metais potencialmente tóxicos (CHU *et al.*, 2019). Portanto, faz-se necessário um método adequado de coleta dos resíduos, pois isto implicará na qualidade do produto final (WEI *et al.*, 2017).

Devido à presença de contaminantes, o efluente líquido só poderá ser descartado em corpos d'água após passar por tratamento. Diversos processos podem ser utilizados para este fim, dentre eles, podemos citar, a estabilização aeróbia e anaeróbia, a floculação, a adsorção, a filtração por membrana e a precipitação química (COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019). Contudo, em função da dificuldade em se obter um resultado significativo usando apenas um tipo de tratamento, a combinação de métodos físicos, químicos e biológicos tem sido usada para se atingir maior eficácia (EL-GOHARY; KAMEL, 2016). Para projetar sistemas de tratamento adequados, a composição e as características típicas dos poluentes encontrados nos lixiviados de compostagem devem ser identificadas e quantificadas (ROY *et al.*, 2019).

No efluente líquido proveniente de compostagem, a maior parte do nitrogênio encontrada é geralmente na forma de íon amônio (90%) e aminoácidos combinados (10%), como substâncias húmicas, amino-açúcares e ácidos etilenodiaminotetracéticos (EDTA),

substâncias estas, difíceis de serem degradadas devido à sua complexa estrutura molecular (ROY *et al.*, 2019). A concentração de nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$) corresponde à soma de amônia livre mais o íon amônio (LIN, KUNNING *et al.*, 2019), e pode ser monitorada por diversos métodos.

O tratamento do efluente líquido de compostagem deve envolver a remoção de componentes como, material orgânico, metais potencialmente tóxicos, nitrogênio amoniacal, dentre outros, a fim de atender aos padrões de descarga de lixiviados em corpos d'água receptores (COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019). Na Tabela 7 são apresentados alguns processos utilizados em tratamentos de chorume oriundos de aterro sanitário e de efluentes de compostagem. Pode-se notar que os processos de tratamentos combinados apresentaram resultados mais significativos do que os processos isolados.

Tabela 7. Tecnologias de tratamentos aplicados a chorume e efluentes de compostagem.

(Continua)

Tecnologias de tratamento	Aplicação	Objetivo	Local	Eficiência	Referência
Uso combinado de <i>P. chrysosporium</i> ^a imobilizado com nanopartículas de TiO ₂ dopadas com nitrogênio	Chorume de aterros sanitários	Remoção de COT ^b e ^c NH ₃ -N	China	Excelente desempenho de remoção para quase todos os poluentes orgânicos	(HU <i>et al.</i> , 2016)
Percolação por infiltração com areia titanífera (TFS), areia pura, ligeiramente úmida, de granulometria estreita e de permeabilidade bastante elevada, obtida na região de Agadir	Chorume de aterros sanitários	Avaliar eficiência do método	Marrocos	Bom desempenho de purificação em termos de remoção de matéria orgânica	(AZOUGARH <i>et al.</i> , 2019)
Utilização de enzima Garbage (GE) (mistura de açúcar mascavo, resíduos orgânicos e água na proporção de 1: 3: 10, respectivamente)	Chorume de aterro de Delhi	Redução do potencial de poluição	Índia	As concentrações foram reduzidas em uma extensão significativa, mas não atendendo aos padrões de descarte	(RANI <i>et al.</i> , 2020)
Utilização de ^d goma guar como coagulante natural	Chorume de aterro sanitário de Jeram, no distrito de Kuala Selangor,	avaliar a viabilidade do seu uso como coagulante natural em substituição ao coagulante inorgânico convencional para prevenir poluição secundária potencial de alumínio residual	Malásia	formação de flocos compactos e fortes que promovem a precipitação dos poluentes agregados para remoção	(CHENG <i>et al.</i> , 2020)

Tabela 7. Tecnologias de tratamentos aplicados a chorume e efluentes de compostagem.

(Conclusão)

Tecnologias de tratamento	Aplicação	Objetivo	Local	Eficiência	Referência
Biorreator híbrido airlift (HALBR) operado com carreadores cobertos por biofilme e lodo ativado	Efluentes frescos de compostagem	Investigar o desempenho do biorreator na diminuição da DQO e nitrogênio total	Irã	Foram alcançadas altas eficiências na remoção de nitrogênio total e DQO	(MIRGHORAYSHI; ZINATIZADEH; VAN LOOSDRECHT, 2021)
Pântano sub-superficial plantado com grama Vetiver	Efluentes de compostagem	Investigar a viabilidade de remoção de compostos orgânicos e de nitrogênio	Irã	remove contaminantes, porém, não o suficiente para descarte no ambiente. Pode ser usado como um pré-tratamento para o lixiviado	(ESLAMI <i>et al.</i> , 2018)

^a*Phanerochaete Chrysosporium* é um fungo de podridão branca. ^bCOT Carbono Orgânico Total. ^cNH₃-N Nitrogênio amoniacal

^dA goma guar é o extrato da semente de um arbusto leguminoso *Cyamopsis tetragonoloba*, comumente encontrado no subcontinente indiano, EUA, Austrália e África.

A fim de diminuir os impactos causados ao meio ambiente, as autoridades legais de todo o mundo definiram valores máximos de determinados parâmetros para o chorume tratado antes do seu descarte (GOMES *et al.*, 2019). Pode-se ver na Tabela 8 alguns destes parâmetros.

Tabela 8. Valores máximos de alguns parâmetros do chorume tratado permitidos para o seu descarte em corpos hídricos. Adaptado de (GOMES *et al.*, 2019).

Países	Parâmetros (mg L ⁻¹)			
	DBO ₅ ^a	DQO ^b	NH ₄ ⁺ ^c	NT ^d
Bélgica	-	250	5	-
Brasil	50	200	20	-
China	-	100	25	-
EUA	140	-	10	-
França	30	120	5	30
Alemanha	20	200	-	70
Portugal	40	150	8	15
Peru	50	100	-	-

^aDBO₅ Demanda Bioquímica de Oxigênio. ^bDQO Demanda Química de Oxigênio. ^cNH₄⁺ Ion amônio. ^dNT Nitrogênio total

Segundo a resolução 430 do CONAMA: “os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis” (BRASIL, 2011).

Alguns processos de tratamento, como por exemplo os biológicos, não são tão eficazes, na purificação do chorume estabilizado (LANGE *et al.*, 2006), enquanto outros apresentam custos elevados, inviabilizando a sua utilização. Para tanto, outras soluções ecológicas e economicamente viáveis, devem ser buscadas (AZOUGARH *et al.*, 2019), como por exemplo o seu uso na agricultura. A quantidade elevada de nutrientes no chorume e efluentes líquidos gerados na compostagem faz com que ele tenha um forte potencial para ser aplicado na agricultura em nutrição de plantas. Porém, é necessário cautela, pois pode haver contaminação de águas subterrâneas em função de lixiviação devido à presença de compostos tóxicos (ONWOSI *et al.*, 2017). Pode-se ver na Tabela 9 alguns exemplos de aplicações de chorume e efluentes líquidos gerados em compostagem em algumas culturas.

Tabela 9. Aplicações alternativas para chorume e efluente líquido gerado em compostagem como biofertilizante.

Origem do efluente	Espécie analisada	Objetivos	Resultados	Referência
Vermicompostagem	Couve-folha (<i>Brassica oleracea</i> L.)	Avaliar o efeito da aplicação via foliar na qualidade de mudas de couve-folha	A aplicação foliar de 25 mL L ⁻¹ do efluente de vermicompostagem promoveu a melhoria da qualidade de mudas.	(LOPES <i>et al.</i> , 2018)
Compostagem	Impatiens	Avaliar a viabilidade e os riscos ambientais da irrigação de lixiviados.	O efluente de compostagem promoveu o crescimento de Impatiens.	(ZHOU; WANG; ZHANG, 2010)
Aterros sanitários e Compostagem	<i>Salgueiros</i> (<i>Salix viminalis</i> L., <i>Salix purpurea</i> L.) e Choupo (<i>Populus deltoides</i>)	Avaliar o crescimento	Houve um crescimento significativo e aumento de biomassa do <i>Salix</i> e <i>Populus</i> .	(JUSTIN, 2010)
Aterros sanitários	<i>Milho</i> (<i>Zea mays</i> L)	Examinar o crescimento, o teor de clorofila, o estresse oxidativo e a capacidade antioxidante	Significativas mudanças ocorreram no crescimento; inibição da clorofila e estresse oxidativo após a exposição a altas concentrações de chorume.	(SANG <i>et al.</i> , 2010)

O efluente líquido oriundo de compostagem ainda não é utilizado de forma significativa, sendo que a sua utilização implicaria em uma melhora econômica para as empresas de compostagem (TOSSAVAINEN *et al.*, 2017). Dessa forma, esse efluente poderia ser considerado como um coproduto de valor agregado, isto é, um biofertilizante, e não mais resíduo gerado no processo (BACCOT *et al.*, 2020).

3.5 Adubação do solo

A exploração agrícola depende profundamente da qualidade do solo, o qual fornece os nutrientes necessários ao desenvolvimento das plantas. Quando um solo é muito utilizado ele se torna pouco fértil, diminuindo a sua produção (FIORESE, 2019). Portanto, uma das limitações enfrentadas na agricultura é a deficiência de alguns nutrientes no solo, dentre eles podemos destacar o nitrogênio, fósforo e potássio, sendo a sua absorção afetada pela acidez do solo (CHEN *et al.*, 2020). Esses elementos, juntamente com o cálcio, magnésio e enxofre são chamados de macronutrientes, necessários às plantas. Elementos como, cobre, ferro, manganês e zinco, são conhecidos como micronutrientes e também são essenciais, porém em concentrações inferiores a 0,5 g/kg de matéria seca (DHALIWAL *et al.*, 2019).

Segundo o decreto 4954/2004, são considerados macronutrientes o Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Enxofre (S). Sendo o N, P e K, considerados macronutrientes primários. Os micronutrientes são formados pelos elementos, Boro (B), Cloro (Cl), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Molibdênio (Mo), Zinco (Zn), Cobalto (Co) e Silício (Si), expressos nas suas formas elementares (BRASIL, 2004).

Com relação ao NPK (nitrogênio, fósforo e potássio), o nitrogênio é o terceiro elemento mais abundante nas plantas, sendo um regulador do seu crescimento. O fósforo é essencial para o crescimento, bem como para a formação de proteínas e carboidratos e o potássio participa da ativação de enzimas necessárias a redistribuição do nitrogênio e formação de proteínas (DUNCAN *et al.*, 2018).

O nitrogênio, quando aplicado no solo, sofre diversas transformações químicas, podendo ser perdido no ambiente de alguma maneira, diminuindo assim a sua disponibilidade para as plantas (MANDAL *et al.*, 2019). Na cultura de milho, por exemplo, a maioria dos fertilizantes utilizados se solubiliza facilmente em água, liberando o nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+), que são as formas mais propensas a perdas na agricultura (CANTARELLA;

MARCELINO, 2008). Um dos principais fatores responsáveis por esta perda de nitrogênio do sistema solo-planta no mundo é a volatilização da amônia, correspondendo a aproximadamente 320 kg de nitrogênio por ano (MANDAL *et al.*, 2019). Para evitá-las, faz-se necessário adicionar o fertilizante de forma mecânica ou por irrigação a pelo menos 3 cm de profundidade no solo (CANTARELLA; MARCELINO, 2008). A deficiência do nitrogênio no solo provoca a diminuição da produção em todas as culturas, mas de forma mais intensa nas hortaliças folhosas como a alface (PRADO; CECÍLIO FILHO, 2016).

3.6 Cultura da alface

A alface (*Lactuca sativa*) é uma planta herbácea, de origem asiática, pertencente à família Asteraceae. É uma planta cultivada e consumida em diversos países. No Brasil, é a hortaliça folhosa mais comercializada. Ela pode ser lisa ou crespa e com coloração verde ou roxa (QUEIROZ; CRUVINEL; FIGUEIREDO, 2017). É utilizada em diversos pratos, sendo fonte de nutrientes como, betacaroteno, vitamina B₁, B₂, vitamina C e também dos minerais cálcio, ferro e potássio. Também pode ser usada no tratamento de doenças tais como inflamações e doenças estomacais (KOLAHY *et al.*, 2020).

Solos de textura média e com boa capacidade de retenção de água são melhores para o cultivo da alface. Solos muito compactados ou encharcados diminuem a produção e causam aumento de doenças na planta. A alface apresenta um ciclo curto, em média 2 a 3 meses. Entretanto, o seu consumo de nutrientes é elevado, fazendo com que esta cultura seja dependente de uma adubação adequada (PRADO; CECÍLIO FILHO, 2016). Segundo o mesmo autor, a cultura exige a utilização de nutrientes, principalmente potássio, nitrogênio, cálcio e fósforo, sendo que a sua deficiência implica na diminuição da produção.

O interesse na aquisição da alface se dá em função da sua aparência e frescor das folhas, que devem ter cores vivas e não apresentar manchas, as quais podem ser causadas por danos ocorridos às folhas, como rasgões, que induzem ao escurecimento e provocam o envelhecimento das folhas (DAMERUM; A CHAPMAN; TAYLOR, 2020). Aspectos como, ausência de agrotóxicos e patógenos humanos, além da cor, sabor, aroma e textura, são importantes para se garantir a qualidade do produto, a qual é primeiramente percebida pela aparência visual. Amarelecimento ou escurecimento das folhas, bem como perda de textura e sabor, são pontos importantes para se detectar o decaimento da qualidade do produto (DAMERUM; A CHAPMAN; TAYLOR, 2020).

Devido à necessidade de aumento da produtividade em práticas agrícolas, o uso de fertilizantes químicos tem sido um dos maiores aliados do produtor. Porém, devido aos prejuízos, que o seu uso intenso pode causar ao solo, cada vez mais, se tem buscado por outras práticas sustentáveis para se manter a fertilidade e o rendimento das culturas (EL-NAGGAR *et al.*, 2019).

Neste contexto, a utilização do efluente, previamente tratado, como biofertilizante na cultura de alface, além de ser uma prática sustentável de adubação, será uma forma de agregar valor ao subproduto, dando um destino correto ao mesmo.

MATERIAL E MÉTODOS

4. Material e métodos

4.1 Descrição geral da pesquisa

De um modo geral, essa pesquisa se deu com a caracterização da empresa de compostagem, situada na região metropolitana de Belo Horizonte/MG, com a coleta e caracterização das amostras do efluente tratado e não tratado e o ensaio biológico, onde se avaliou a eficiência do efluente como biofertilizante na cultura de alface. A coleta de todos os dados ocorreu entre os anos de 2019 e 2021. Um esquema geral da metodologia realizada na pesquisa, com os seus respectivos locais de execução, é apresentado na Figura 6.

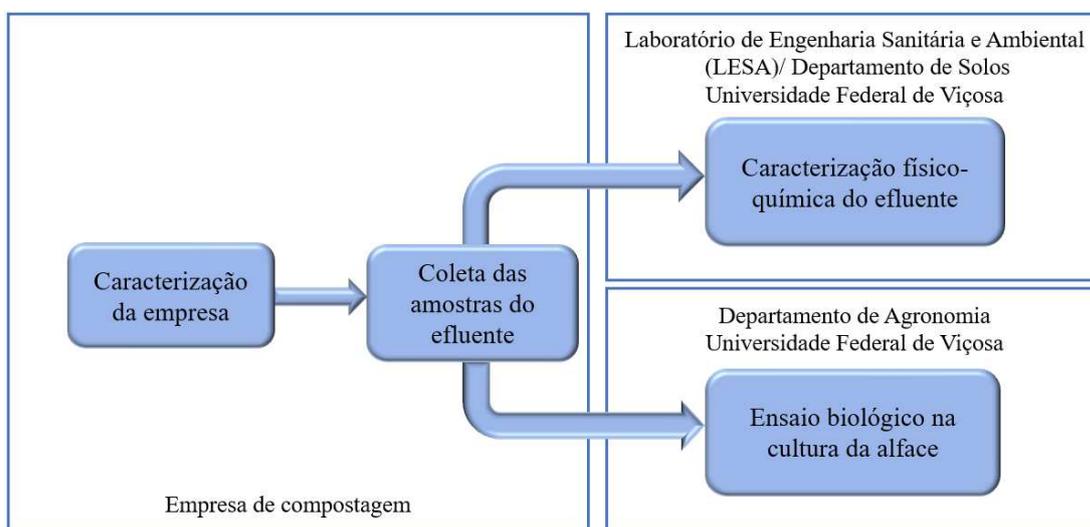


Figura 6. Esquema representativo da metodologia realizada na pesquisa, com os seus respectivos locais de execução.

4.2 Caracterização da empresa

A caracterização da empresa foi feita por meio de visitas às suas instalações, onde se fez o registro de todo o processo por meio de fotos e anotações. Foram feitas duas visitas, as quais foram guiadas pelos técnicos responsáveis. Também, foi fornecido à empresa uma planilha para coleta de informações tais como, dimensões das leiras, quantidade de revolvimento, temperatura das leiras de compostagem ao longo do processo, produtividade e quantidade de efluente gerada.

4.3 Coleta das amostras

4.3.1 Coleta das amostras do efluente tratado (ET)

As amostras do efluente tratado (ET) por processo biológico anaeróbico foram retiradas do terceiro tanque de tratamento (Amostragem 1), conforme mostrado no esquema da Figura 7.

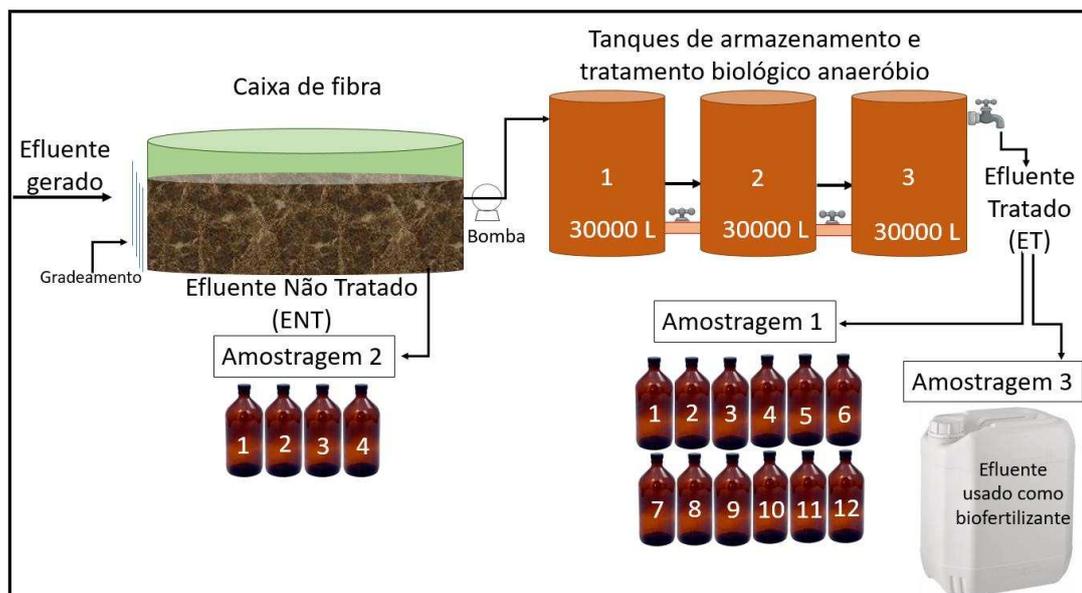


Figura 7. Esquema representativo dos tanques de tratamento para o efluente gerado no processo de compostagem. Fonte: o Autor.

As amostras foram armazenadas em frascos de vidro tipo âmbar, de 1 L de capacidade, previamente lavados com HCl 1:1 (v/v), água de torneira e água destilada, e encaminhadas em caixas térmicas, imersas em banho de gelo, para o Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA), do Departamento de Engenharia Civil (DEC), da Universidade Federal de Viçosa. Após recebimento, estes frascos foram armazenados à 4 °C até o momento das análises listadas nas Tabelas 12 e 13. Vale ressaltar que foi observado o prazo máximo para realização de cada parâmetro. As coletas foram efetuadas em 12 meses, entre os anos de 2019, 2020 e 2021, totalizando 12 amostras, conforme mostrado na Tabela 10.

Tabela 10. Mês/ano em que foram efetuadas as coletas das amostras do efluente tratado.

Ano	Meses						
2019	Outubro	Novembro	Dezembro				
2020	Janeiro	Fevereiro	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
2021	Janeiro	Fevereiro					

4.3.2 Coleta das amostras do efluente não tratado (ENT)

As amostras do efluente não tratado (ENT), foram retiradas da caixa de fibra, a qual armazena o efluente drenado do processo de compostagem, antes do seu bombeamento para os tanques de tratamento (Amostragem 2), conforme mostrado na Figura 7. As amostras foram armazenadas em frascos de vidro tipo âmbar, de 1 L de capacidade, previamente lavados com HCl 1:1 (v/v), água de torneira e água destilada, e encaminhadas em caixas térmicas, imersas em banho de gelo, para o Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA). Após recebimento, estes frascos foram armazenados à 4 °C até o momento das análises listadas na Tabela 12, observando-se o prazo máximo para realização de cada análise. As coletas foram efetuadas em 4 meses, entre os anos de 2020 e 2021, totalizando 04 amostras, conforme mostrado na Tabela 11.

Tabela 11. Mês/ano em que foram efetuadas as coletas das amostras do efluente não tratado.

Ano	Meses	
2020	Novembro	Dezembro
2021	Janeiro	Fevereiro

4.3.3 Coleta da amostra do efluente tratado (ET) usado no ensaio biológico da cultura de alface

A amostra do ET, utilizada no ensaio biológico como biofertilizante na cultura de alface, foi retirada do terceiro tanque de tratamento (Amostragem 3), conforme mostrado na Figura 7. A coleta foi realizada no mês de agosto de 2020 em um galão de polietileno de 25 litros, e encaminhada à temperatura ambiente, para o Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA). Após recebimento, este frasco foi armazenado em temperatura ambiente durante todo o tempo das análises (monitoramento de 6 meses) e ensaio biológico em cultura de alface. Esta amostra foi caracterizada através dos parâmetros listados nas Tabelas 12 e 13.

4.4 Caracterização do ET e do ENT proveniente da usina de compostagem de resíduos orgânicos

4.4.1 Parâmetros analisados nas amostras do ET e ENT

Os parâmetros físico-químicos analisados nas amostras dos efluentes ET e ENT, são descritos na Tabela 12. Com exceção do pH, todos os demais parâmetros, descritos nessa Tabela, foram realizados no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA), da Universidade Federal de Viçosa.

Tabela 12. Parâmetros físico-químicos analisados para caracterização dos efluentes ET e ENT.

Parâmetro	Método (SMEWW)*
pH	4500-H ⁺ B
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅)	5210 B
Demanda química de oxigênio (DQO)	5220 D
Sólidos Totais (ST), Fixos (STF) e Voláteis (STV)	2540 B e 2540 E
Sólidos Suspensos Totais (SST), Fixos (SSF) e Voláteis (SSV)	2540 D e 2540 E
Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT)	4500-N _{org} B
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃)	4500- NH ₃ C
Fósforo (P)	4500-P D
Carbono Orgânico Total (COT)	5310 B

*SMEWW – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012)

O parâmetro pH foi medido na própria usina de compostagem, imediatamente após a coleta, usando um eletrodo de pH, Kasvi K39-1014B.

A concentração de oxigênio dissolvido para as análises de DBO foi realizada através do método 4500-O C do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

As análises dos parâmetros colorimétricos (DQO e P) foram executadas em um espectrofotômetro Hach modelo DR3800. Para as análises de DQO, as amostras foram digeridas no reator digital Hach DRB200.

As análises de sólidos suspensos totais, foram feitas utilizando-se filtro de fibra de vidro de porosidade 1,2 µm (HNM – GF52/C).

As análises de COT foram realizadas no analisador de carbono orgânico total, da marca Shimadzu, modelo TOC-VCSH. A concentração de COT foi obtida pela diferença entre a concentração de carbono total e carbono inorgânico.

Para o ET foram realizadas análises dos metais, Cromo (Cr), Manganês (Mn), Cádmiio (Cd), Zinco (Zn), Magnésio (Mg), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Chumbo (Pb), Cálcio (Ca) e Potássio (K). Os ensaios foram realizados no laboratório de solos, do Departamento de Solos, da Universidade Federal de Viçosa, por meio de Espectroscopia de Absorção Atômica de chama, da marca Agilent, Technologies modelo 240FS, no qual foram utilizados o gás acetileno e ar comprimido. Para o potássio utilizou-se um fotômetro de chama, de marca Micronal, modelo: B462. Na Tabela 13 são apresentados os metais analisados com as respectivas faixas lineares de trabalho, o limite de quantificação e o comprimento de onda de cada metal.

Tabela 13. Metais analisados na amostra do ET. Faixa linear de trabalho, limite de detecção e comprimento de onda para cada metal.

Metais	Faixa linear de trabalho (mg/L)	Limite de quantificação (LQ) (mg/L)	Comprimento de onda (nm)
Cr	0,06 – 15	0,06	357,9
Cu	0,03 – 10	0,03	324,7
Mn	0,02 – 5	0,02	279,5
Fe	0,06 – 15	0,06	248,3
Cd	0,02 – 3	0,02	228,8
Pb	0,1 – 30	0,1	217,0
Zn	0,01 – 2	0,01	213,9
Ca	0,01 – 3	0,01	422,7
Mg	0,003 – 1	0,003	285,2
K	0,04 - 5 mg/L	0,04	-

* As curvas utilizadas apresentaram um coeficiente de variação = 0.9999.

Foram realizadas análises microbiológicas para o ET, nos meses de julho e outubro, para averiguação dos seguintes patógenos: coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos e salmonela. As análises foram conduzidas no laboratório LABFERT Análises Ltda, registrado no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) sob o número: 000126, CNPJ: 00.757.523/0001-87. Localizado na rua José Bonifácio, Cidade Jardim, Uberaba/MG.

4.4.2 Parâmetros analisados no monitoramento do ET utilizado no ensaio biológico da cultura de alface

A amostra utilizada no ensaio biológico, como biofertilizante na cultura de alface, foi caracterizada, no mês de agosto, através das análises descritas nas Tabelas 12 e 13. Nos meses subsequentes, fez-se o seu monitoramento, para se avaliar possíveis degradações e modificações na mesma. O monitoramento foi feito através da análise dos seguintes parâmetros, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Fixos (SSF), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Nitrogênio kjeldahl Total (NKT), Nitrogênio amoniacal (N-NH₃), Carbono Orgânico Total (COT) e Fósforo (P).

4.4.3 Padrões e reagentes

Os padrões, reagentes e equipamentos utilizados nas análises realizadas no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA), são listados na Tabela 14. Todas as soluções utilizadas nessas análises foram preparadas com água purificada, obtida por sistema de osmose reversa (GEHAKA, OS10LXE).

Tabela 14. Reagentes e equipamentos utilizados nas análises realizadas no LESA, para caracterização do efluente.

Reagentes	Marca
Ácido sulfúrico (H ₂ SO ₄)	Êxodo, Científica, Neon
Ácido clorídrico (HCl)	Afphatec
Cloreto de cálcio (CaCl ₂ .2H ₂ O)	Afphatec
Glicerina	Afphatec
Hidróxido de sódio (NaOH)	Êxodo
Tiosulfato de sódio (Na ₂ S ₂ O ₃ .5H ₂ O)	Dinâmica
Sulfato de cobre (CuSO ₄)	Dinâmica
Amido solúvel PA	Dinâmica
Ácido bórico (H ₃ BO ₃)	Neon
Ácido nítrico (HNO ₃) PA 65 %	Neon
Cloreto estanoso (SnCl ₂ .2H ₂ O)	Neon
Molibdato de amônio	Neon
Sulfato de potássio (K ₂ SO ₄)	Neon
Sulfato de prata (Ag ₂ SO ₄)	Neon
Cloreto férrico (FeCl ₃ .6H ₂ O)	Vetec
Sulfato de magnésio (MgSO ₄ .7H ₂ O)	Vetec
Sulfato de mercúrio II (HgSO ₄)	Vetec
Sulfato de sódio (Na ₂ SO ₄)	Vetec
Sulfato manganoso (MnSO ₄ .H ₂ O)	Vetec
Azida de sódio NaN ₃	Vetec
Iodeto de potássio (K ₂ I)	Fmaia
Dicromato de potássio (K ₂ Cr ₂ O ₇)	Isofar
Fenoltaleína PA	Fmaia

Equipamentos	Marca	Modelo
Agitador tipo vórtex	Phoenix Lufenco	AP 56
Balança analítica	Sartorius	TE 2145
Banho-maria	Centauro	CBM-08 ^a
Chapa aquecedora	Soxhlet	-
Chapa aquecedora	Nova Ética	208 D
Destilador de nitrogênio	Tecnal	TE 0364
Destilador de nitrogênio	Solab	SL 74
Espectofotômetro	Hach	DR 3800
Estufa de secagem	Nova Técnica	NT S14
Incubadora de DBO	Fanem	347F
Mufla	Quimis	-
pHmetro	MS Tecnopon	MPA 210
Reator de DQO	HACH	DRB 200

4.5 Ensaio biológico do uso do efluente tratado como biofertilizante na cultura da alface

4.5.1 Amostragem do solo

Foi utilizado para este trabalho um Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA), de textura argilosa, típico da região de Viçosa. As amostras de solo foram coletadas na estação experimental, Vale da agronomia, na Universidade Federal de Viçosa. Uma massa apropriada de solo foi coletada a uma profundidade entre 0 e 20 cm. O solo foi seco ao ar à temperatura ambiente, destorroado e peneirado por meio de uma peneira de malha de 5 mm para remover fragmentos grossos e, finalmente, homogeneizado.

4.5.2 Aquisição e plantio das mudas

As mudas foram adquiridas em uma casa de produtos agrícolas, na cidade de Viçosa-Minas Gerais. A alface escolhida foi do tipo lisa e o estágio de desenvolvimento das plantas era de três a quatro folhas. O transplântio das mudas foi realizado no dia 22 do mês de setembro de 2020.

4.5.3 Tratamentos

O experimento foi conduzido em casa de vegetação da Universidade Federal de Viçosa. Foram utilizados para os tratamentos vasos de 3,6 L, que foram enchidos com o solo e pesados. Posteriormente acrescentou-se em cada vaso 7,6 mg de pentóxido de difósforo (18% de P_2O_5), suprimindo a necessidade da cultura com relação ao nutriente fósforo. Todo o material de cada vaso foi adequadamente homogeneizado. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado (DIC) com 10 tratamentos de 4 repetições, conforme esquematizado na Figura 8.

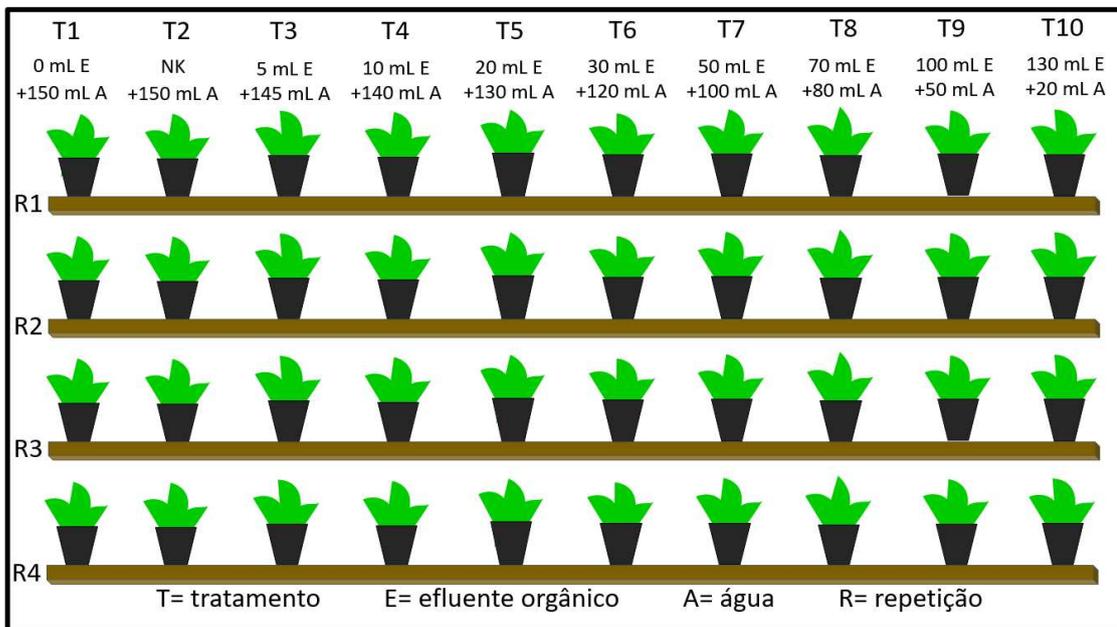


Figura 8. Esquema dos tratamentos realizados para avaliação do efluente de usina de compostagem usado como biofertilizante em cultura de alface. Fonte: o Autor

Os tratamentos foram compostos por doses crescentes do efluente tratado, que foram calculadas com base no teor do elemento potássio, encontrado em maior quantidade no efluente. Foram aplicadas as seguintes doses por vaso: T1: 0 mL; T3: 25 mL; T4: 50 mL; T5: 100 mL; T6: 150 mL; T7: 250 mL; T8: 350 mL; T9: 500 mL e T10: 650 mL. Para o tratamento T2 utilizou-se adubação mineral, suprindo os nutrientes nitrogênio e potássio (NK), conforme a necessidade da cultura. Foram utilizados 0,875 g de K_2O (60%) e 1,17g de ureia (45%).

As doses foram divididas em cinco aplicações, sendo o volume de cada aplicação completado para 150 mL com água potável, para se garantir a mesma umidade em todos os vasos, conforme esquema apresentado na Figura 8. No caso da testemunha (T1) acrescentava-se apenas 150 mL de água e no tratamento (T2), adicionava-se o fertilizante mineral na forma sólida mais 150 mL de água.

A primeira aplicação ocorreu três dias após o transplantio, e as demais doses foram aplicadas sempre de 1 (uma) em 1 (uma) semana. Os vasos eram irrigados continuamente, 4 vezes ao dia. A irrigação era interrompida, aproximadamente, 24 h antes da aplicação do efluente tratado, e retomada 18 h após a aplicação. Na quarta aplicação, devido ao tempo chuvoso, os vasos somente voltaram para a irrigação após 40 h.

4.5.4 Colheita das alfaces e avaliações dos tratamentos

A colheita das plantas de alface ocorreu no dia 29 de outubro de 2020, 38 dias após o plantio, quando as alfaces estavam bem desenvolvidas. A colheita foi realizada de forma manual, cortando-se as plantas rente ao solo.

Foram determinados os seguintes parâmetros de cada tratamento:

- Matéria fresca da parte aérea (folha)
- Matéria seca da parte aérea (folha)
- Análise química do solo
- Análise química da folha

A matéria fresca da parte aérea (MFPA) foi obtida por meio da pesagem da planta após a colheita. Para determinação da matéria seca da parte aérea (MSPA) foram selecionadas três folhas da mesma copa de cada planta, as quais foram pesadas em balança semi-analítica, armazenadas em sacos de papel e secas em estufa à 70 °C, por 72 h. Tentou-se ao máximo, escolher em cada planta, folhas de mesmo tamanho, para garantir maior veracidade nas análises. Após secagem em estufa, pesou-se e calculou-se a matéria seca da parte aérea.

Após a colheita, amostras de solo, das repetições de cada tratamento, foram coletadas e homogeneizadas, resultando em uma amostra composta para cada tratamento, as quais foram submetidas a uma nova análise de suas propriedades químicas. A matéria seca da parte aérea, também foi encaminhada para análises químicas, sendo determinados os teores de: N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn, Mn, B, Ni, Pb, Cd e Cr. As análises foram feitas no Laboratório de Análises de Solo, Tecido Vegetal e Fertilizante, no Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa.

Para determinação dos teores de P, K, Ca, Mg, S, B, Zn, Cu, Mn, Ni, Cd, Cr e Pb, foi realizada uma digestão nítrico/perclórica e os minerais foram quantificados utilizando espectrômetro de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP- OES; Perkin Elmer Modelo Optima 8300 DV), com limite de detecção para Pb, Ni, Cr, Cd, de 0,04 mg/L e para Cu e Zn de 0,02 a 2 mg/L. Para se determinar a concentração de nitrogênio, utilizou-se um bloco digestor a 350 °C e um destilador Kjeldahl.

4.5.5 Tratamento dos dados e análise estatística

Os dados de matéria seca e matéria fresca da planta de alface, obtidos no ensaio biológico, para avaliação do efluente como biofertilizante, foram testados quanto à normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk, e ao teste de Cochran e Bartlett para verificar a homogeneidade de variância. Na sequência, foi realizada a análise de regressão polinomial dos dados em função das doses do efluente aplicado. Os resultados ainda foram submetidos à análise de variância, empregando-se o teste F a 5% de significância. O uso do efluente tratado foi comparado com a adubação mineral pelo teste de Dunnett, a 5% de significância. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R v. 3.6.1.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

5 Resultados e discussão

5.1 Caracterização da empresa

A empresa de tratamento de resíduos orgânicos, a Minas Organic Usina de Compostagem LTDA-ME, está situada na cidade de Betim, em Minas Gerais. A vista da entrada principal da empresa é mostrada na Figura 9.

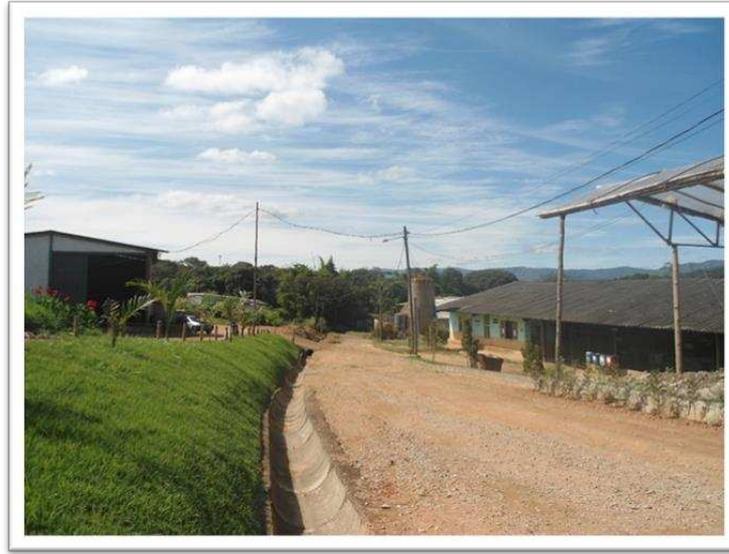


Figura 9. Vista da entrada principal da empresa Minas Organic Usina de Compostagem. Fonte: o Autor, com permissão da empresa.

A empresa Minas Organic Usina de Compostagem LTDA-ME tem uma área total para produção de 18 mil m², sendo composta por diversos espaços (Figura 10), dentre eles, 4 pátios ou galpões pavimentados e cobertos, destinados à compostagem.



Figura 10. Usina de compostagem. 1- Pátio de recepção de material, 2- Pátio de compostagem primária, 3- Pátio de compostagem secundária, 4- Pátio de ensacamento/ expedição, 5- Tanques de armazenamento e tratamento anaeróbio. Fonte: Google Earth

O pátio 1 tem uma área de 202 m², o qual é destinado à recepção dos resíduos alimentares. O pátio 2 corresponde a uma área total de 749,37 m², onde ocorre a primeira e segunda fase da compostagem, com duração de aproximadamente 90 dias. O pátio 3, com área de 1023 m², destina-se à terceira fase da compostagem (estabilização), com duração média de 45 dias. Os pátios 2 e 3 contêm divisórias para separação de cada lote de compostagem.

Atualmente, a empresa recebe resíduos alimentares, como frutas, alimentos processados (arroz, feijão etc.) de diversos estabelecimentos comerciais, como distribuidoras de alimentos e restaurantes, além de resíduos de podas e jardins, sendo em média 40 estabelecimentos. Os resíduos são recebidos de segunda a sábado. A cada recebimento, os resíduos são espalhados sobre o pátio para a retirada de materiais inertes, como, por exemplo, sacolas plásticas, sendo acumulados até o momento da compostagem, que ocorre em batelada.

As leiras de compostagem são montadas, misturando-se resíduos orgânicos úmidos (resíduos alimentares) com resíduos orgânicos secos, que incluem podas de árvores, grama e capim. As leiras são montadas no espaço total de cada subdivisão do pátio 2, nas seguintes dimensões de altura, largura e comprimento, 2 m x 10 m x 10 m. A cada 30 dias inicia-se um lote de compostagem. Pode-se observar na Figura 11 as leiras de compostagem primária.



Figura 11. Leiras de compostagem primária na Usina de Compostagem Minas Organic. Fonte: o Autor, com permissão da empresa.

Pode-se perceber através das dimensões fornecidas e Figura 11, que as leiras possuem uma largura excessiva e praticamente não possuem uma configuração geométrica, o que não é

ideal para uma compostagem, uma vez que interferirá na eficiência do processo. A configuração geométrica e as dimensões estão intimamente relacionadas com a umidade e o calor armazenado nas leiras. As leiras devem apresentar uma conformação piramidal, que é ideal para estações chuvosas, ou trapezoidal. A forma trapezoidal favorece a infiltração de água nas leiras e a forma piramidal favorece o escoamento da água, mantendo o calor do processo (SOUZA *et al.*, 2020). Ainda segundo o mesmo autor, as dimensões influenciarão na temperatura, na umidade e na aeração. Com exceção do comprimento, que pode variar em função da quantidade de material e espaço disponíveis, as leiras devem apresentar alturas variando entre 0,8 e 1,8 m e larguras entre 2,5 e 3,5 m.

Nessa unidade, as leiras são montadas com o resíduo orgânico úmido e seco, na proporção de 3:1 (m/m). A compostagem é conduzida por aeração natural, com revolvimentos mecanizados da pilha, por meio de pá carregadeira, uma vez por semana, ao longo de 30 dias no pátio de compostagem primária (pátio 1) e uma vez por semana, ao longo de 30 dias no pátio de compostagem secundária (pátio 2).

Durante o processo, é gerado um efluente líquido, que é drenado do pátio 1 para uma caixa de fibra, passando por um gradeamento, para remoção de sólidos grosseiros. Na sequência, esse efluente é bombeado para 3 tanques de fibra colocados em série, como mostrado no esquema da Figura 7. Os tanques de câmara aberta (sem subdivisões em seu interior), possuem uma capacidade de 30000 L cada, onde ocorre um tratamento anaeróbico. O efluente entra no tanque 1 pela parte superior, sendo transferido para o tanque 2 de forma ascendente e deste para o tanque 3, também de forma ascendente. No interior dos reatores ocorre um processo anaeróbico natural de degradação da matéria orgânica pela comunidade microbológica presente, formando-se uma camada de lodo, que é um material sólido, no qual fica inserido uma massa microbiana. A saída do efluente tratado é feita pela parte superior do tanque 3, através de bomba de sucção, o qual fica armazenado em tanques de retenção.

O líquido gerado no processo de compostagem, que entra nos tanques de tratamento, será denominado de efluente não tratado (ENT), enquanto o líquido que sai dos tanques de tratamento será denominado de efluente tratado (ET), conforme mostrado na Figura 7.

Foi feito pela empresa o acompanhamento da temperatura de um lote de compostagem ao longo de 30 dias, como mostrado na Tabela A1 do apêndice. Pode-se perceber através da tabela que a temperatura termofílica máxima registrada nas leiras de compostagem foi de 50

°C, com duração de apenas um dia. Essa temperatura termofílica baixa, com duração muito pequena, provavelmente está relacionada com as dimensões das leiras, com a quantidade reduzida de revolvimento, as taxas inadequadas de aeração e a umidade. Segundo Lin, Long *et al.* (2018), a compostagem é um processo exotérmico e a temperatura desejada nas leiras de compostagem podem ser alcançadas fazendo-se o gerenciamento, dentre outros fatores, da umidade, da configuração das leiras e da taxa de aeração.

A energia liberada no processo é proporcional à quantidade de material compostado, o que favorece um aumento na temperatura. Portanto, quanto maior a quantidade de resíduos compostados, maior a quantidade liberada de energia e, temperaturas altas, acima de 55 °C, podem ser alcançadas, proporcionando a higienização do material, matando patógenos, protozoários e sementes de plantas daninhas (PINTO; VILLADA, 2015). Porém, o excesso de umidade leva a uma degradação lenta da matéria orgânica com ausência da fase termofílica e com geração de efluentes (SOUZA *et al.*, 2020).

Por se tratar de um processo de oxidação aeróbia, o oxigênio é consumido na degradação da matéria orgânica, formando dióxido de carbono (CO₂), água e calor. Portanto, para que se mantenham as atividades microbiológicas, faz-se necessário a manutenção do oxigênio nas leiras, o que pode ser conseguido com revolvimentos frequentes (REYES-TORRES *et al.*, 2018).

Na Tabela A2 do apêndice, são mostrados alguns dados sobre quantidades de resíduos compostados, quantidade de composto produzido e quantidade de chorume gerado por mês entre os anos de 2019 e 2021. A massa média das leiras durante 12 meses, foi de aproximadamente 168 toneladas, sendo produzidas uma média de 56 toneladas de composto e gerado uma média de 43 m³ de efluente por mês, como mostrado na Tabela A2 do apêndice. Esse volume excessivo de efluente se deve à lavagem das bombonas utilizadas no recolhimento de alimentos, à umidade inerente ao próprio alimento que fica armazenado no pátio antes de ser colocado nas leiras, ao índice pluviométrico e ao próprio processo, devido à compactação das leiras, em função da grande quantidade de alimento compostada, o que proporciona uma diminuição na taxa de oxigenação e formação de zonas anaeróbias.

5.2 Caracterização do ENT e do ET proveniente da usina de compostagem de resíduos orgânicos

Para obter informações referentes ao processo de tratamento biológico anaeróbio, fez-se também a caracterização do ENT. A caracterização foi feita ao longo de quatro meses, de dezembro de 2020 a fevereiro de 2021. Os resultados se encontram na Tabela 15.

Tabela 15. Resultados de parâmetros para a amostra do ENT.

Mês/Ano	pH	NNH ₃ mg L ⁻¹	NKT mg L ⁻¹	FÓSFORO mg L ⁻¹	COT mg L ⁻¹	DQO mg L ⁻¹	DBO mg L ⁻¹
Nov/2020	5,7	684	1605	217	19239	50247	44200
Dez/2020	4,6	284	430	304	25181	57604	41650
Jan/2021	5,8	1647	2050	301	26856	87063	45900
Fev/2021	4,8	819	2098	333	26150	71438	26633
Média	5,2	859	1546	289	24357	66588	39596
Desvio padrão	1,0	496	672	44	3014	14058	7635

Pode-se observar através da Tabela 15 que o pH apresentou valores abaixo de 7, caracterizando uma amostra ácida. Os parâmetros NKT e NNH₃ sofreram algumas oscilações, mas pode-se perceber uma concentração de NNH₃ bem menor que a concentração de NKT. Também pode-se observar que os parâmetros de COT, DQO, DBO e fósforo se apresentaram bastante elevados. Resultados da literatura apontam elevados valores dos parâmetros avaliados. Mirghorayshi; Zinatizadeh; Van Loosdrecht (2021) investigaram o desempenho de um biorreator na remoção de DQO e nitrogênio amoniacal, em que obtiveram um lixiviado de compostagem, coletado da reciclagem de resíduo sólido municipal. Segundo os autores, as altas concentrações de DQO (115800 mg L⁻¹) e nitrogênio amoniacal (21654 mg L⁻¹) eram presentes no efluente sem tratamento no bioreator. Roy *et al.* (2019) analisaram o lixiviado fresco coletado no fundo de uma pilha de compostagem e obtiveram um valor de DQO máximo de 47030 ± 2900 mg L⁻¹. A compostagem era realizada com a mistura de resíduos de quintal, resíduos de alimentos separados na fonte, lodo de matadouro, lodo industrial e lodo de fábrica de papel. Hashemi *et al.* (2017), avaliando a eficiência de um tratamento para lixiviados de compostagem, coletaram um lixiviado que apresentou os seguintes valores médios para os

parâmetros de DQO, DBO₅, NKT, PT e pH, 95500, 55200, 2300, 280 (mg L⁻¹), e 4,4, respectivamente.

Para o efluente tratado, os parâmetros foram avaliados ao longo de 12 meses, sendo observado que de um modo geral os parâmetros não sofreram grandes variações, como se pode observar nas Tabelas B1 e B2 do apêndice. Os parâmetros N-NH₃ (1728), DQO (21917 mg L⁻¹), COT (22301 mg L⁻¹), fósforo (103 mg L⁻¹), ST (57657 mg L⁻¹) STV (15750), STF (41907 mg L⁻¹), SST (103400 mg L⁻¹), SSV (22333 mg L⁻¹ e SSF (81067 mg L⁻¹), apresentaram um valor atípico no mês de setembro, destacado em vermelho nas tabelas.

Uma inspeção visual das amostras, como mostrado na Figura 12, aponta que se tratava de uma amostra atípica, a qual apresentava uma coloração escura e espessa, diferente das outras que apresentavam uma coloração amarelo pardo. Provavelmente, tais resultados devem estar relacionados com um processo de limpeza feito nos tanques de tratamento biológico, ocorrido no mês de setembro. O processo de limpeza é realizado para remoção do lodo excedente, formado durante o tratamento anaeróbio. Essa limpeza foi realizada pela primeira vez, desde a abertura da empresa, em 2015. De acordo com a equipe técnica da empresa, pretende-se realizar a limpeza a cada 3 anos. Essa limpeza, provavelmente, proporcionou uma diminuição na comunidade microbiana o que acarretou na produção de lodo em excesso e uma diminuição na remoção de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica, proporcionando aumento nos valores de DBO, DQO, bem como nos demais parâmetros.



Figura 12. Foto das amostras de efluente tratado coletadas em diferentes meses. Fonte: o Autor.

Gráficos de barra incluindo todos os parâmetros avaliados foram construídos para melhor visualização, porém sem a inclusão dos valores do mês de setembro, os quais são mostrados nas Figuras 13 e 14. Como se pode observar, as variações flutuam em torno de um

valor médio, identificado no gráfico por uma linha vermelha, mostrando que o efluente tratado se mantém praticamente estável, mesmo com modificações da matéria prima durante os meses de compostagem. Pode-se observar também, através da Figura 13 e Tabela B1 do apêndice, que os parâmetros N-NH₃ e NTK apresentaram um valor mais alto no mês de agosto. Neste mês, o único fato diferente relatado pela empresa de compostagem, foi o recebimento de quantidades elevadas de frutas. Também pode-se perceber através da Figura 14 variações grandes no mês de outubro para os parâmetros de SST, SSV e SSF. Como esses valores ocorreram no primeiro mês de análise, ainda não se tinha um valor de referência e, portanto, eles não foram considerados como pontos atípicos, não sendo investigado a causa.

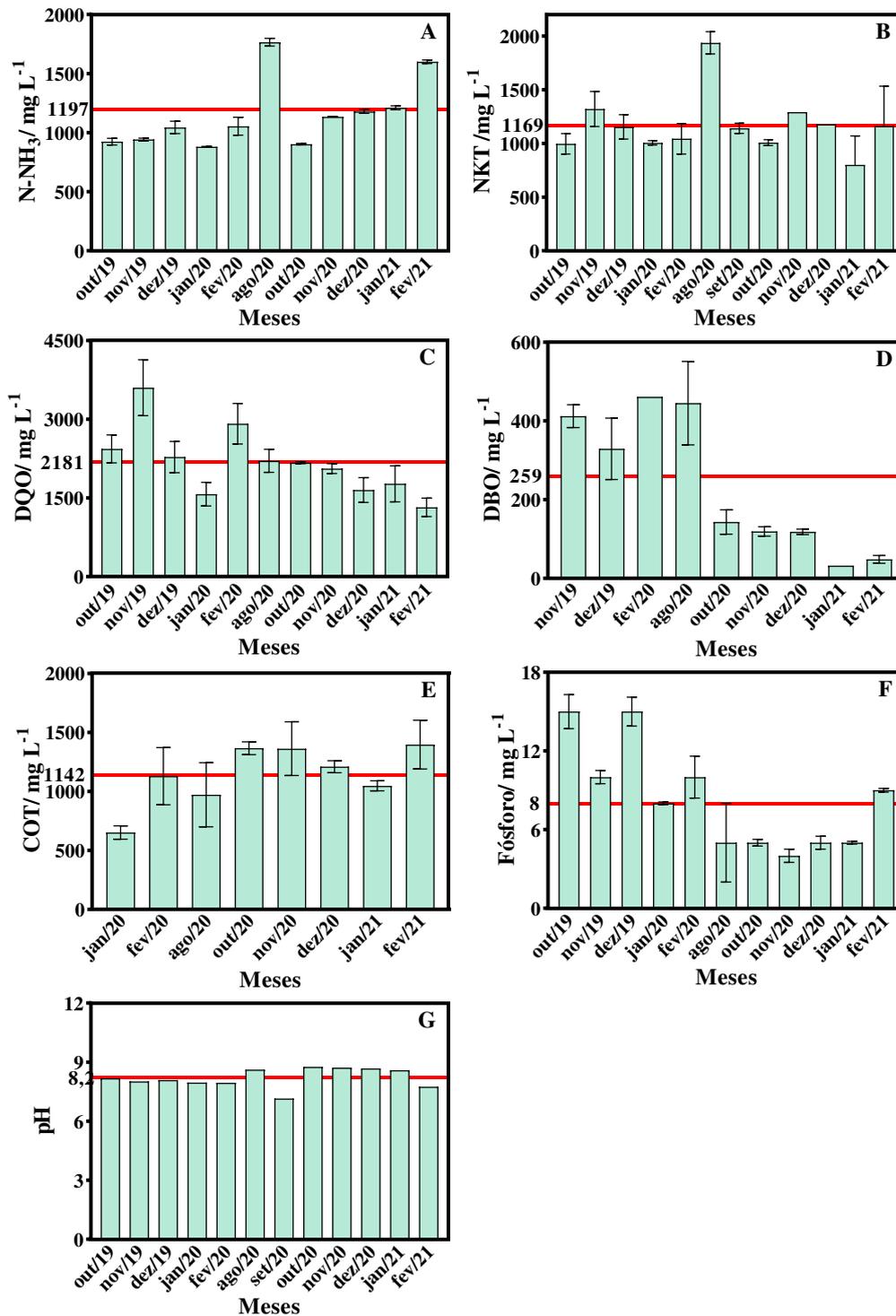


Figura 13. Variação dos parâmetros ao longo dos meses na amostra do efluente tratado da usina de compostagem. (A) Nitrogênio Amoniacoal, (B) Nitrogênio Kjeldahl Total, (C) Demanda Química de Oxigênio, (D) Demanda Bioquímica de Oxigênio, (E) Carbono Orgânico Total, (F) Fósforo e (G) pH. A linha vermelha representa o valor médio obtido das amostras.

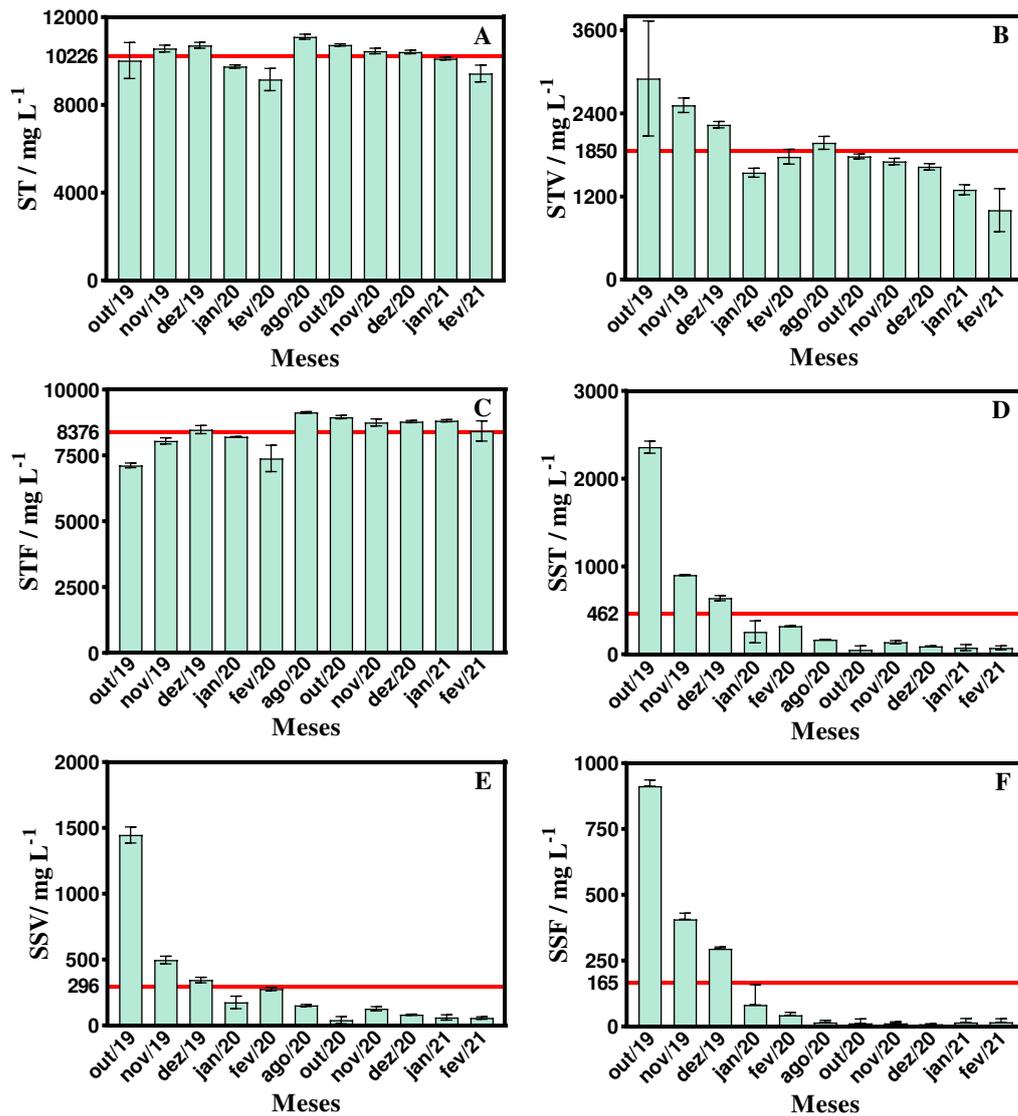


Figura 14. Variação dos parâmetros de sólidos ao longo dos meses na amostra do efluente tratado da usina de compostagem. (A) Sólidos Totais (ST), (B) Sólidos Totais Voláteis (STV), (C) Sólidos Totais Fixos (STF), (D) Sólidos Suspensos Totais (SST), (E) Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e (F) Sólidos Suspensos fixos (SSF). A linha vermelha representa o valor médio obtido das amostras.

Ranjbari e Mokhtarani (2018) apresentaram resultados semelhantes aos obtidos neste trabalho, para amostras de lixiviado pré-tratado por processo biológico, coletadas na estação de tratamento de lixiviado, da planta de compostagem Gorgan, no norte do Irã. Os autores obtiveram uma DBO com valor de 125 mg L^{-1} , $\text{ST} = 8000 \text{ mg L}^{-1}$ e $\text{pH} = 9$.

Roy *et al.* (2020) coletaram o efluente em uma bacia de retenção de uma co-compostagem de resíduos orgânicos abertos (67% de resíduos verdes, 18% de lodo industrial,

8% de lodo de esgoto municipal e 7% de lodo de fábrica de papel), localizado na província de Quebec (Canadá). Os autores obtiveram, durante seu experimento, os seguintes valores (mínimo e máximo) para os parâmetros das amostras, DQO (2 150 - 3280 mg L⁻¹), DBO (51 - 950 mg L⁻¹), COT (698 - 844 mg L⁻¹), N-NH₃ (398 - 413 mg L⁻¹), pH (7,74 - 8,09), fósforo total (13,7 - 15,2 mg L⁻¹), ST (4 680 - 5 264 mg L⁻¹) e SST (100 - 280 mg L⁻¹).

Para a amostra do ET fez-se também a análise de 10 metais (Cr, Cu, Mn, Fe, Cd, Pb, Zn, Ca, Mg e K), ao longo de 11 meses. Os resultados são apresentados na Tabela B3 do apêndice. Para melhor visualização, plotou-se gráficos de barra, que são apresentados na Figura 15.

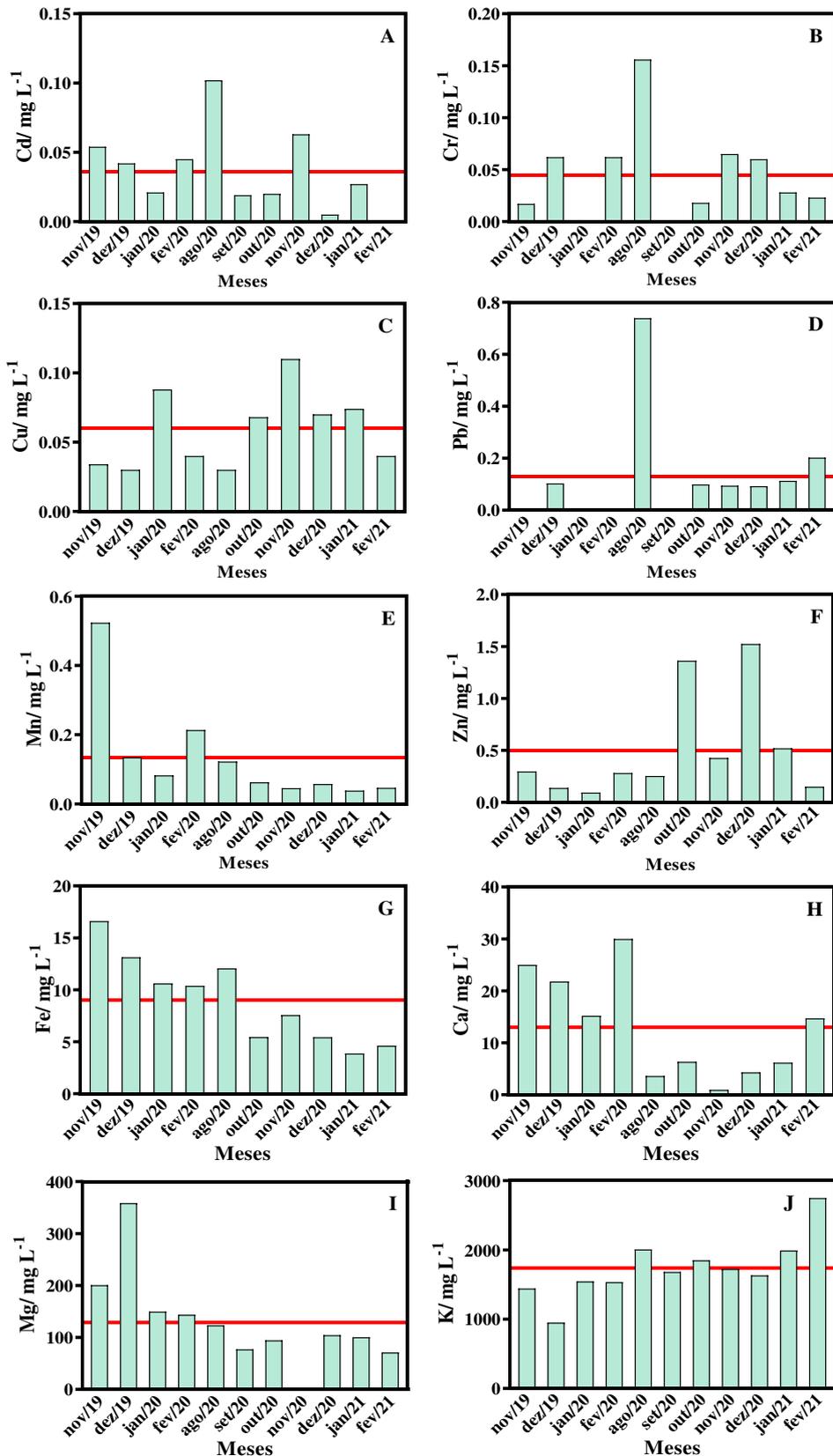


Figura 15. Variação da concentração de metais ao longo dos meses na amostra do efluente tratado obtido da usina de compostagem. (A) Cádmi, (B) Cromo, (C) Cobre, (D) Chumbo (E) Manganês, (F) Zinco, (G) Ferro, (H) Cálcio, (I) Magnésio e (J) Potássio. A linha vermelha representa o valor médio obtido das amostras.

Pode-se perceber que o potássio é o metal em maior quantidade presente no efluente tratado, apresentando uma concentração média de $1737 \pm 424 \text{ mg L}^{-1}$. O magnésio, é o segundo mais abundante no efluente, apresentando um valor médio de $129 \pm 87 \text{ mg L}^{-1}$. Na sequência tem-se o cálcio, o ferro, zinco e manganês com concentrações médias de, $13 \pm 10 \text{ mg L}^{-1}$; $9 \pm 4 \text{ mg L}^{-1}$; $0,5 \pm 0,5 \text{ mg L}^{-1}$; $0,13 \pm 0,14 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente. CÁCERES; MAGRÍ; MARFÀ, (2015) apresentaram resultados semelhantes com relação à presença do potássio em maior quantidade que outros metais, nos efluentes coletados em uma usina de compostagem, que processa estrume proveniente de fazendas de gado (A) e suínos (B), localizada no município de Osona (Catalunha, Espanha). Os efluentes A e B apresentaram o potássio nas concentrações de 3429 e 4734 (mg L^{-1}), respectivamente. O magnésio apresentou-se nas concentrações de 153 e 58 (mg L^{-1}), o zinco 3,24 e 1,72 (mg L^{-1}). Para o ferro (131 mg L^{-1} e 40 mg L^{-1}) e cálcio (614 mg L^{-1} e 102 mg L^{-1}), eles obtiveram valores bem mais elevados do que os encontrados neste trabalho.

Resultados semelhantes foram apresentados por KUMAR *et al.* (2020), que encontraram o potássio (344 mg L^{-1}) em maior quantidade que o magnésio (44 mg L^{-1}) em um efluente não tratado, obtido de compostagem localizada em Quebec, Canadá.

Os metais, cádmio, chumbo, cromo e cobre, apresentaram os valores médios de $0,036 \pm 0,028 \text{ mg L}^{-1}$; $0,13 \pm 0,20 \text{ mg L}^{-1}$; $0,045 \pm 0,042 \text{ mg L}^{-1}$, $0,06 \pm 0,03 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente. Considerando a densidade do efluente ≈ 1 , teremos os mesmos valores numéricos para cádmio, chumbo, cromo e cobre, expressos em mg Kg^{-1} , ou seja, $0,036 \pm 0,028 \text{ mg Kg}^{-1}$; $0,13 \pm 0,20 \text{ mg Kg}^{-1}$; $0,045 \pm 0,042 \text{ mg Kg}^{-1}$, $0,06 \pm 0,03 \text{ mg Kg}^{-1}$, respectivamente. Desta forma, observa-se que esses valores ficaram abaixo dos limites máximos permitidos pelo Ministério da Agricultura, para fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo, conforme apresentado na Tabela 16.

Tabela 16. Limites máximos de metais tóxicos admitidos em fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo. Fonte: (BRASIL, 2016)

Elementos contaminantes	Massa (mg Kg^{-1})
Cádmio	3,00
Chumbo	150,00
Cromo hexavalente	2,00

Foram realizadas análises microbiológicas nas amostras do efluente tratado do mês de julho e outubro de 2020, para averiguação dos patógenos, salmonela, coliformes termotolerantes e ovos viáveis de helmintos, os quais não foram detectados nas respectivas amostras. Os resultados das análises se encontram no anexo A1.

Sendo o potássio um macronutriente primário, essencial às plantas e, levando em consideração a sua grande quantidade no efluente em questão, percebeu-se que o efluente apresentava um valor potencial como biofertilizante. Ademais, esse efluente também apresenta grande quantidade de nitrogênio amoniacal, também muito importante para o crescimento das plantas. Segundo a lei 6894/1980, biofertilizante é definido como “o produto que contenha princípio ativo apto a melhorar, direta ou indiretamente, o desenvolvimento das plantas” (BRASIL, 1980, pág 1). Assim, foram realizados ensaios biológicos envolvendo o uso do ET em cultura de alface, cujos resultados são descritos item 5.4.

5.3 Avaliação da eficiência do tratamento anaeróbio por meio de comparação dos valores obtidos para os parâmetros durante a caracterização

A partir dos valores médios e do desvio de cada parâmetro, obtidos para o ENT e dos valores médios e desvio de cada parâmetro, dos últimos quatro meses da amostra do ET, conforme apresentados nas Tabelas B4 e B5, plotou-se os gráficos de barra comparativos para as duas amostras, que podem ser vistos na Figura 16. Onde não foi possível visualizar os valores dos parâmetros para o ET, os valores correspondentes foram colocados acima da sigla.

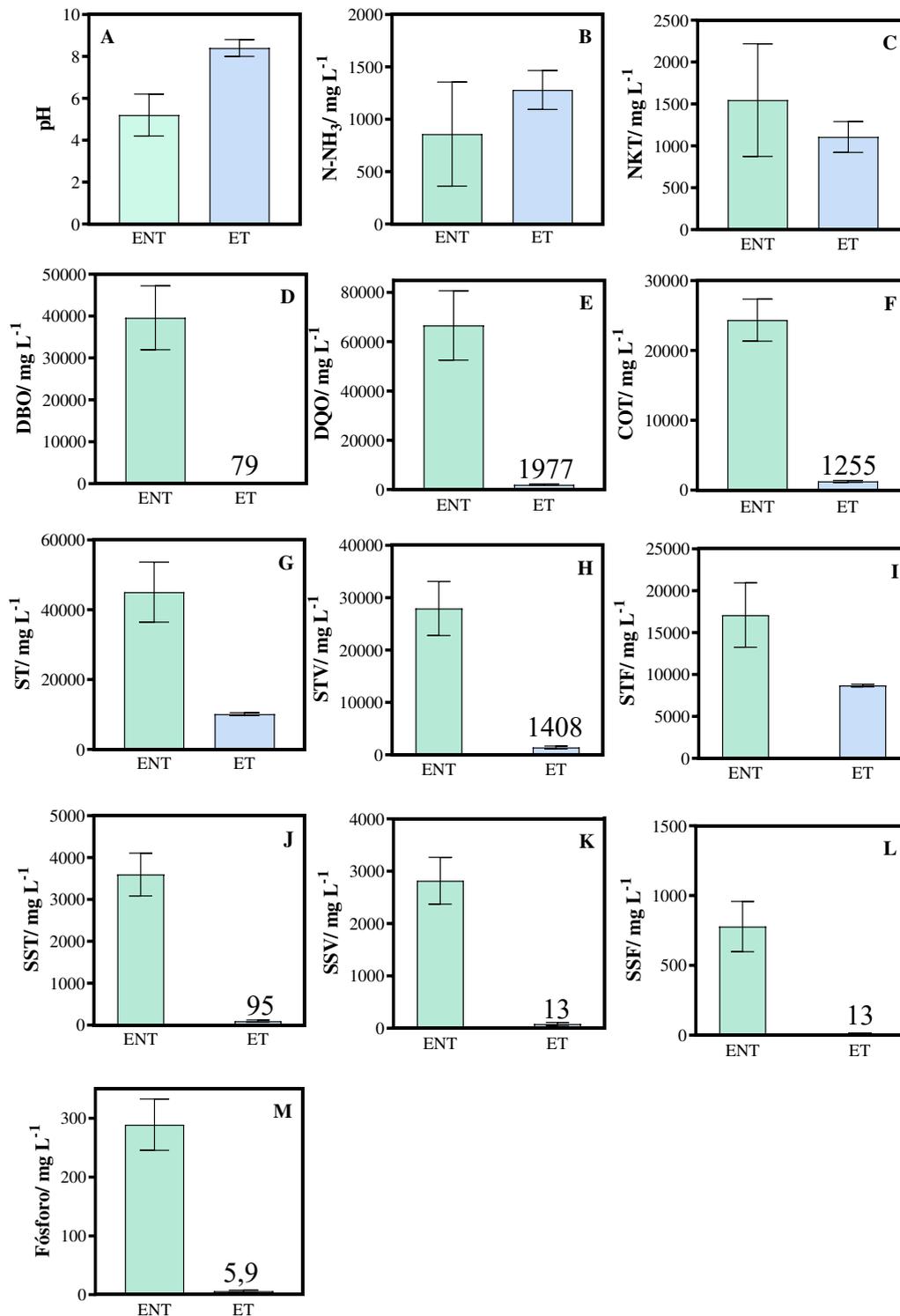


Figura 16. Comparação entre os teores dos parâmetros (A) pH, (B) Nitrogênio Amoniacal, (C) Nitrogênio Kjeldahl Total, (D) Demanda Bioquímica de Oxigênio, (E) Demanda Química de Oxigênio, (F) Carbono Orgânico Total, (G) Sólidos Totais (H) Sólidos Totais Voláteis, (I) Sólidos Totais Fixos, (J) Sólidos Suspensos Totais, (K) Sólidos Suspensos Voláteis, (L) Sólidos Suspensos Fixos e (M) Fósforo, do ENT e do ET obtido da usina de compostagem.

Embora o tratamento do efluente não seja o foco do trabalho, pode-se perceber na Figura 16, que o tratamento anaeróbio foi eficiente na remoção de matéria orgânica, provocando uma diminuição significativa dos parâmetros DQO, DBO, COT e sólidos. Essa diminuição é esperada em um tratamento anaeróbio, uma vez que ocorre a degradação da matéria orgânica, formando CH_4 , e também a sedimentação de sólidos no fundo dos reatores.

Segundo Ohimain e Izah (2017), na digestão anaeróbia, ocorre a degradação de substâncias orgânicas complexas através de processos como hidrólise, fermentação (acidogênese/acetogênese) e metanogênese, formando metano, dióxido de carbono e água. Com a diminuição do substrato e aumento da biomassa produzida, ocorre uma diminuição na produção de biogás e a separação do sobrenadante da biomassa, a qual se sedimenta no biorreator (AZIZ *et al.*, 2019).

Segundo Zhang *et al.* (2018), o tratamento anaeróbio produz energia na forma de metano e a quantidade de lodo em excesso formada é pequena.

Arij; Fatihah e Rakmi (2018) analisaram efluentes não tratados, gerados em estações de transferência, que recebem resíduos antes de seu transporte para aterros na cidade de Kuala Lumpur, na Malásia. Os autores encontraram uma concentração média de 8306 mg L^{-1} para SST e de 7154 mg L^{-1} para SSV.

Roy *et al.* (2019) encontraram para efluentes de compostagem não tratados, valores máximos de 23700 mg L^{-1} para ST e 2100 mg L^{-1} para SST. Para efluentes acumulados em bacias de retenção eles encontraram valores máximos de 6100 mg L^{-1} para ST e 1100 mg L^{-1} para SST.

Na análise de COT a amostra não tratada (ENT) apresentou um valor de $24357 \pm 3014 \text{ mg L}^{-1}$ e amostra tratada (ET) um valor de $1255 \pm 138 \text{ mg L}^{-1}$. A quantidade de DQO foi de $66588 \pm 14058 \text{ mg L}^{-1}$ para a amostra não tratada (ENT) e de $1977 \pm 299 \text{ mg L}^{-1}$ para a amostra tratada (ET). Para a de DBO, obteve-se um valor de $39596 \pm 7635 \text{ mg L}^{-1}$ para a amostra não tratada (ENT) e $79 \pm 40 \text{ mg L}^{-1}$ para a amostra tratada (ET). Resultados semelhantes para amostras de efluentes não tratados, foram obtidos por Tawakkoly, Alizadehdakhel e Dorosti (2019), no lixiviado de compostagem, que apresentou valores de DQO e DBO variando entre $50000 - 70000$ e $20000 - 25000 \text{ (mg L}^{-1}\text{)}$, respectivamente. Após o tratamento com um coagulante natural conseguiu-se uma redução máxima de DQO de 39,76%

em condições ideais com dosagem de coagulante de 40 g L⁻¹, pH 7 e tempo de contato de 45 min.

LI *et al.* (2020) coletaram um efluente de uma planta de compostagem, em que os valores variaram entre as seguintes concentrações antes do tratamento anaeróbio, DQO (18390 - 55320 mg L⁻¹) e DBO (17201,6 - 28766 mg L⁻¹). Após o tratamento observou-se uma remoção de DQO entre (97,5- 99,5 %) e os valores flutuaram entre (330,7 - 693,5 mg L⁻¹).

Para o parâmetro pH, pode-se perceber que amostra não tratada se apresentou mais ácida em relação à tratada. Foi obtido um valor médio de $5,2 \pm 1$ para o ENT e um valor de $8,4 \pm 0,5$ para o ET, conforme valores apresentados na Tabela B4 do apêndice. Esse valor está de acordo com resultados obtidos por outros autores. Eslami *et al.* (2018) obtiveram um efluente de compostagem, originado na Isfahan Composting Facility (ICF), localizada no centro de Irã, com pH de $4,9 \pm 0,2$ para o efluente não tratado e um pH de $7,4 \pm 0,2$ para o efluente tratado.

Pode-se ver que o pH aumentou em relação ao efluente não tratado. Esse valor mais básico se deve à presença de nitrogênio amoniacal, substância que é liberada pela quebra das proteínas celulares no efluente durante os processos fermentativos, o que resulta em valores mais altos de pH, na faixa de 7,5 à 8,5. Segundo Cáceres, Malińska e Marfà (2018), a amonificação, mineralização do nitrogênio orgânico por bactérias decompositoras, ocorre no início da compostagem, liberando NH₄⁺, o que proporciona o aumento do pH na fase líquida da matéria prima. Também, segundo Hussein *et al.* (2019), o aumento no pH se deve à diminuição de ácidos graxos voláteis parcialmente ionizáveis, que são utilizados por bactérias para produção de metano. Esses ácidos são produzidos numa fase inicial, metanogênica, por meio da decomposição de componentes biodegradáveis e convertidos posteriormente em dióxido de carbono e metano.

A quantidade de NKT teve um valor médio de 1546 ± 672 mg L⁻¹ para a amostra não tratada (ENT), enquanto a amostra tratada (ET) apresentou um valor de 1107 ± 184 mg L⁻¹. A quantidade de nitrogênio amoniacal foi de 859 ± 496 mg L⁻¹ para a amostra não tratada (ENT) e 1281 ± 186 mg L⁻¹ para amostra tratada (ET), como mostrado na Tabela B4 do apêndice. A quantidade de NKT (1546 ± 672 mg L⁻¹) mais alta e nitrogênio amoniacal (859 ± 496 mg L⁻¹) mais baixa, na amostra não tratada (ENT), mostra que há grande presença de nitrogênio orgânico, com ocorrência de pouca amonificação. Durante o tratamento, nos tanques de tratamento anaeróbio ocorre a decomposição dos

nitrogênios orgânicos por microrganismos, diminuindo assim a concentração de nitrogênio orgânico e aumentando a concentração de nitrogênio amoniacal.

Resultados semelhantes para o parâmetro de nitrogênio amoniacal foram obtidos por Li *et al.* (2020) em suas amostras de efluentes não tratados, em que as concentrações apresentaram resultados entre 1293,0 – 2471,5 (mg L⁻¹). Os autores observaram que após o tratamento, as diferenças entre as concentrações não foram significativas para o nitrogênio amoniacal e que às vezes, a concentração apresentava valores maiores para a amostra tratada, tendo os mesmos atribuído este aumento à oxidação do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal por microrganismos em condições anaeróbias. Ye *et al.* (2014) também encontraram uma concentração máxima para nitrogênio amoniacal de 2170 mg L⁻¹ em amostras de efluentes não tratados, gerados em depósitos de resíduos sólidos de uma planta de incineração na China. Arij, Fatihah e Rakmi (2018) também encontraram uma quantidade de nitrogênio amoniacal menor que o NKT para o efluente gerado na estação de transferência da Malásia, registrando os seguintes valores médios, 446 ± 62 mg L⁻¹ para nitrogênio amoniacal e 504 ± 71 mg L⁻¹ para NKT.

A diminuição de fósforo de 289 ± 44 mg L⁻¹ na amostra não tratada (ENT) para 5,9 ± 2 mg L⁻¹ na amostra tratada (ET), provavelmente, está relacionada com precipitações de sais de fosfato, que se sedimentam nos tanques anaeróbios e o efluente tratado sai com uma concentração menor de fósforo. Resultados semelhantes foram encontrados por Roy, Lemay *et al.* (2020), que encontraram quantidade de fósforo de 14,6 ± 0,6 mg L⁻¹ em um efluente de uma instalação de co-compostagem localizada em Quebec, Canadá, tratado através de lagoas aeradas.

5.4 Avaliação do efluente tratado, proveniente de usina de compostagem, como biofertilizante na cultura de alface.

5.4.1 Produção de matéria fresca e matéria seca

O efluente tratado (coletado no mês de agosto para o ensaio biológico), após caracterizado, foi avaliado como biofertilizante na cultura de alface. Pode-se ver na Figura 17 os vasos na casa de vegetação, 8 dias após o transplântio.



Figura 17. Vasos com as mudas de alface em casa de vegetação no Vale da Agronomia, na Universidade Federal de Viçosa. Fonte: o Autor

Na Figura 18 são mostradas fotos da evolução das plantas ao longo das seis semanas do ensaio biológico.

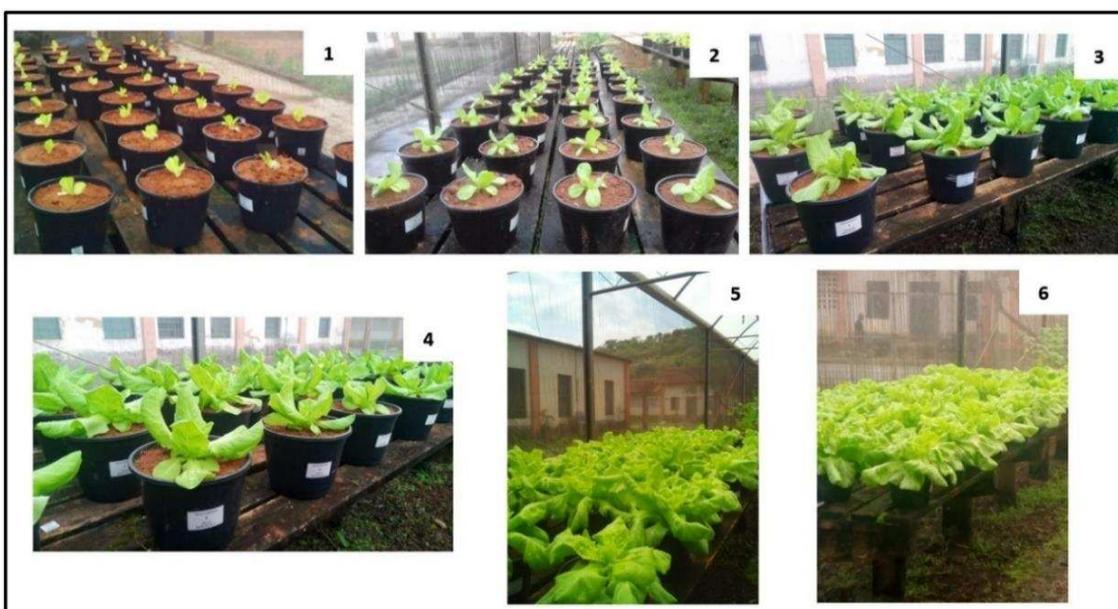


Figura 18. Evolução das plantas de alface ao longo das seis semanas do ensaio biológico. Fonte: o Autor.

Após seis semanas, aos 38 dias do transplântio, foi realizada a colheita. No mesmo dia, escolheu-se a planta representativa de cada grupo do tratamento realizado no ensaio biológico para registro em foto, como mostrado na Figura 19.

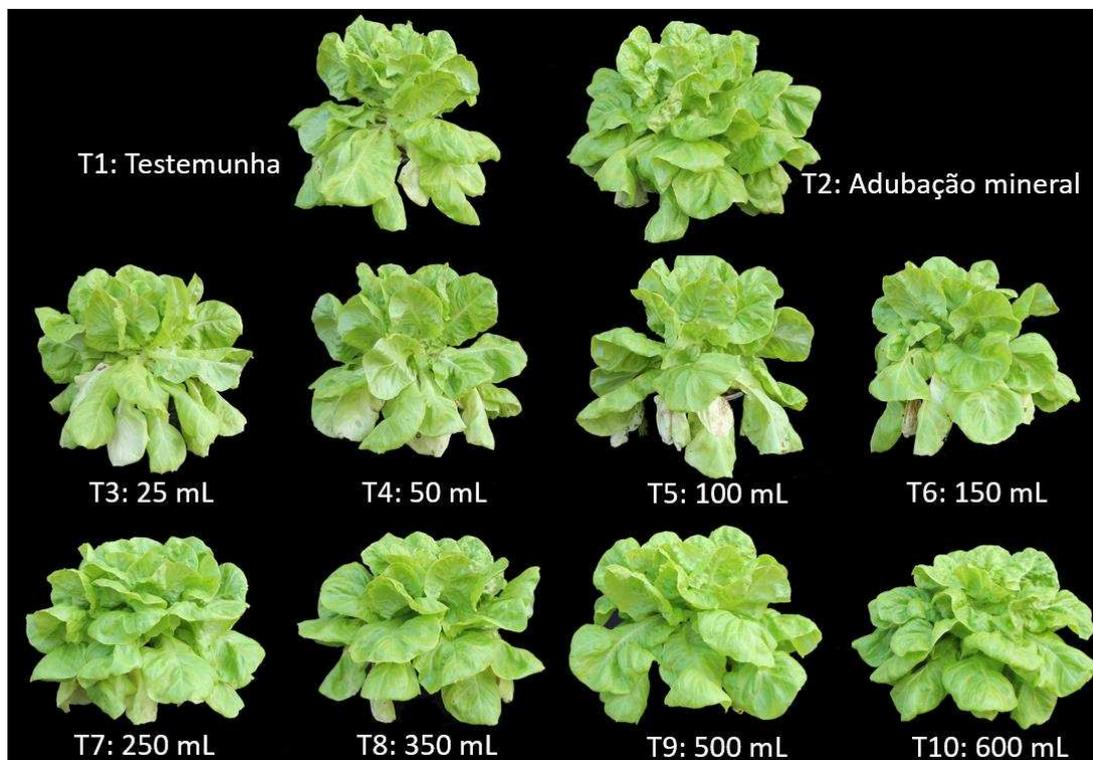


Figura 19. Planta de alface representativa de cada tratamento, com a respectiva dose de efluente utilizada na mesma. Fonte: o Autor.

Pode-se observar pelas fotos, por meio de diagnose visual, que as plantas referentes aos tratamentos T1, T3, T4, T5 e T6, apresentaram folhas velhas amareladas, cloróticas, indicando, possivelmente, deficiência de nitrogênio na planta. A partir do tratamento T7, observa-se que o aspecto da alface começa a se assemelhar a adubação mineral (T2), as folhas mais velhas do tratamento T7 se apresentam amarelo-esverdeadas, enquanto os tratamentos T8, T9 e T10 apresentam folhas mais velhas esverdeadas, não indicando carência de nitrogênio.

Segundo a circular técnica da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), “a carência de nitrogênio reduz o crescimento e causa clorose das folhas mais velhas, que podem até secar se a carência permanecer por longo tempo.”(CARRIJO *et al.*, 2004). A carência do nitrogênio provoca diminuição na produtividade e, os seus sintomas afetam mais rigorosamente as hortaliças folhosas, que apresentam folhas mais velhas uniformemente amareladas devido ao deslocamento do nitrogênio dessas para as folhas mais novas da planta (PRADO; CECÍLIO FILHO, 2016).

A partir dos dados obtidos da matéria fresca e matéria seca da parte aérea da planta fez-se a regressão em função das doses aplicadas do efluente tratado, como observado nas Figuras 20 A-B.

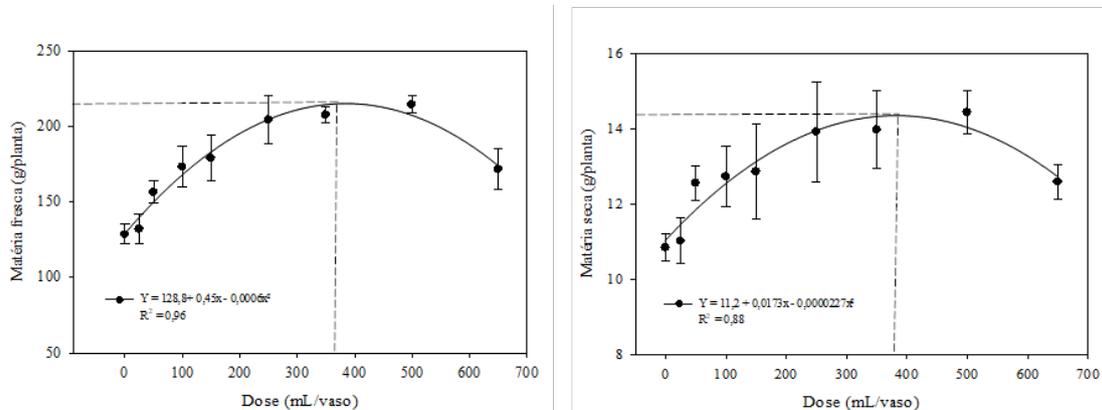


Figura 20. Produção de matéria fresca e matéria seca em função das diferentes doses de adubação com o efluente tratado, aplicadas via solo. T1: 0 mL; T3: 25 mL; T4: 50 mL; T5: 100 mL; T6: 150 mL; T7: 250 mL; T8: 350 mL; T9: 500 mL e T10: 650 mL. (A) Matéria fresca (MF) e (B) matéria seca (MS) da parte aérea da alfafa.

Pode-se observar que a produção de matéria fresca, bem como matéria seca, foi influenciada pelas doses do efluente adicionadas. Com o aumento da dose, houve um aumento na produção de matéria fresca e seca. Porém, esse crescimento cessa em um determinado ponto e começa uma diminuição na produção de matéria fresca e matéria seca, em função do acréscimo do efluente. Tais resultados indicam que, provavelmente, deve estar havendo uma intoxicação da planta com elevadas doses.

As máximas produções de matéria fresca (214,77 g) e matéria seca (14,45 g) foram obtidas no tratamento T9, com dose de 500 mL do efluente, como se pode observar na Tabela 17. Pela regressão (Figuras 19 A e B), percebe-se que a dose do efluente que indica um maior rendimento é de 374 mL e 381 mL, respectivamente. Esses valores correspondem ao ponto de máxima curvatura e representam a dose, a partir da qual, qualquer aumento resultaria em decréscimos da matéria fresca e matéria seca da parte aérea.

Tabela 17. Diferença nos níveis médios de produção de matéria fresca e matéria seca da planta (em função de diferentes níveis de aplicação do efluente tratado) em relação à adubação mineral. Comparação de médias pelo teste de Dunnett, a 5% de significância. Coeficiente de Variação: 9,24

Tratamento	Doses (mL)	Matéria fresca* (g)	Matéria Seca* (g)
^a T2	^c NK	223,75 a	15,09 a
^b T1	0	128,66 b	10,85 b
T3	25	132,22 b	11,02 b
T4	50	156,77 b	12,56 b
T5	100	173,51 b	12,73 b
T6	150	179,41 b	12,87 b
T7	250	204,77 a	13,92 a
T8	350	208,95 a	13,98 a
T9	500	214,77 a	14,45 a
T10	650	172,08 b	12,60 b

* médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si.

^aT2 Adubação mineral. ^bT1 Testemunha. ^cNK Nitrogênio e Potássio.

Para comparar a diferença de produção de matéria fresca (MF) e matéria seca (MS) da planta, em função das diferentes doses de efluente tratado, com a adubação mineral (nitrogênio e potássio), foi usado o teste de Dunnett, a 5% de significância. Os resultados obtidos se encontram na Tabela 17. As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Dunnett a 5% de significância. Portanto, pelos resultados apresentados, pode-se observar que os tratamentos T2, T7, T8 e T9 foram pertencentes ao mesmo grupo “a”, pois não diferiram estatisticamente entre si. Os demais tratamentos foram pertencentes ao grupo “b”. Portanto, pode-se dizer que os tratamentos T7, T8 e T9, correspondentes às doses de 250, 350 e 500 mL do efluente tratado, são estatisticamente equivalentes entre si e se equivalem à adubação mineral. Desta forma, pode-se considerar como dose ideal para a planta, a dose de 250 mL, uma vez que o aumento nas doses a partir deste valor não teve aumento significativo na produção de matéria fresca, bem como matéria seca. Essa dose estaria equiparada à adubação mineral e corresponde a um aumento de 28,3% no nível de matéria seca em relação à testemunha.

Para o cálculo das doses utilizadas, tomou-se como elemento chave o potássio, presente em maior quantidade no biofertilizante. A quantidade de potássio requerida pela alface na adubação é 150 kg/ha o que corresponde à 150 mg/dm³. Como o vaso utilizado no experimento tinha um volume de 3,5 dm³, seria necessária a aplicação de 525 mg de potássio em cada vaso. Aplicou-se então volumes que abrangessem esse teor e volumes acima e abaixo. Contudo observou-se que a dose que proporcionou maior produção de matéria seca foi a de 250 mL, que corresponde a 500 mg de potássio e 441 mg de nitrogênio.

5.4.2 Macro e micronutrientes e metais tóxicos na parte aérea da alface

O nitrogênio e o potássio são dois macronutrientes importantes para as plantas. O nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pela maioria das culturas e o potássio é o segundo mais exigido. Uma dose adequada desses elementos implicará em crescimento adequado e aumento de massa (PRADO; CECÍLIO FILHO, 2016). Pacumbaba e Beyl (2011), examinando a deficiência de alguns nutrientes na alface, percebeu que a falta de nitrogênio ocasionou em uma diminuição de 78% nos pesos fresco e seco da alface cultivada em casa de vegetação.

O potássio é importante para um bom desenvolvimento da planta. Sua deficiência causa uma redução na produtividade, bem como na qualidade da alface. (ZHANG, GENG *et al.*, 2020). A maioria dos vegetais apresenta uma elevada concentração de potássio. Ele age como um catalisador de reações enzimáticas e participa do processo de síntese de carboidratos. Sua presença em quantidades ideais na planta pode proporcionar uma maior resistência ao armazenamento pós colheita (CARRIJO *et al.*, 2004).

O teor dos macronutrientes analisados na matéria seca da parte aérea são apresentados na Tabela 18.

Tabela 18. Média dos teores de macronutrientes na parte aérea da alface.

Tratamentos	N g kg ⁻¹	P g kg ⁻¹	K g kg ⁻¹	Ca g kg ⁻¹	Mg g kg ⁻¹	S g kg ⁻¹
^a T1	*	3,7 ± 1,8	17 ± 6	5,0 ± 1,8	2,1 ± 0,7	1,3 ± 0,5
^b T2	36 ± 21	3,9 ± 0,9	30 ± 15	5,6 ± 0,6	2,8 ± 0,4	1,9 ± 0,2
T3	21 ± 11	4,3 ± 0,6	19 ± 1	5,9 ± 0,6	2,6 ± 0,3	1,5 ± 0,1
T4	23 ± 14	4,2 ± 0,8	21 ± 1	4,8 ± 0,5	2,5 ± 0,3	1,7 ± 0,2
T5	30 ± 16	3,9 ± 0,7	21 ± 3	4,7 ± 0,5	2,3 ± 0,5	1,6 ± 0,3
T6	41 ± 26	3,8 ± 0,5	20 ± 2	4,5 ± 0,3	2,5 ± 0,6	1,9 ± 0,2
T7	31 ± 15	2,9 ± 0,3	23 ± 3	4,0 ± 0,5	2,1 ± 0,5	1,8 ± 0,2
T8	35 ± 2	3,3 ± 1,2	32 ± 11	3,8 ± 0,3	2,3 ± 0,5	2,0 ± 0,3
T9	40 ± 20	3,6 ± 0,6	35 ± 12	3,3 ± 0,2	2,0 ± 0,3	1,9 ± 0,4
T10	45 ± 10	3,3 ± 0,3	25 ± 14	3,6 ± 0,4	1,9 ± 0,1	2,4 ± 0,1

^aT1 Testemunha. ^bT2 Adubação mineral (Nitrogênio e potássio). * Houve problemas com esta análise.

Pode-se observar que os elementos fósforo (2,9 ± 0,3 – 4,3 ± 0,6) g kg⁻¹, cálcio (3,3 ± 0,2 – 5,9 ± 0,6) g kg⁻¹, magnésio (1,9 ± 0,1 – 2,8 ± 0,4) g kg⁻¹ e enxofre (1,3 ± 0,5 – 2,4 ± 0,1) g kg⁻¹, praticamente não sofreram variações com o aumento da dose de biofertilizante. Porém, pode-se perceber variações no teor de nitrogênio e potássio com o aumento das doses. Para

melhor visualização, plotou-se gráficos de regressão para esses elementos, como se pode observar nas Figuras 21 (A e B). Pode-se perceber que houve um aumento, em função da dose aplicada, no teor de nitrogênio e potássio. Porém para este último, percebe-se um aumento até certo ponto e depois uma diminuição com o aumento da dose, indicando uma possível intoxicação da planta, levando a uma diminuição na absorção do potássio.

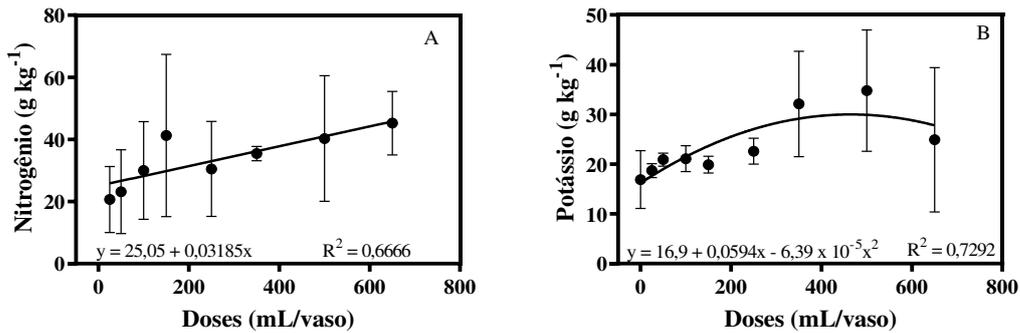


Figura 21. Variação do teor de nitrogênio (A) e potássio (B) na parte aérea da alface em função da dose aplicada em cada tratamento.

A quantidade de nitrogênio e potássio na parte aérea da planta de alface situa-se entre 30 a 50 g kg⁻¹ e 50 a 80 g kg⁻¹, respectivamente (TRANI, 2014). Portanto, pode-se perceber que os tratamentos T2, T5, T6, T7, T8, T9 e T10 se encontravam dentro destes valores para o nitrogênio. Entretanto, para o potássio, as concentrações encontradas ficaram abaixo do limite inferior adequado para todos os tratamentos, conforme apresentado na Tabela 19.

O teor dos micronutrientes e alguns metais tóxicos, encontrados na parte aérea da alface, são apresentados na Tabela C1 do apêndice. Pode-se perceber, que o micronutriente boro não apresentou uma boa correlação com o aumento de doses, apresentando valores que variaram entre 49 ± 17 e 70 ± 13 (mg kg⁻¹). Entretanto, os elementos zinco e manganês apresentaram

uma tendência de aumento em função do incremento das doses aplicadas do biofertilizante, como se pode observar nos gráficos de regressão nas Figuras 22 (A e B).

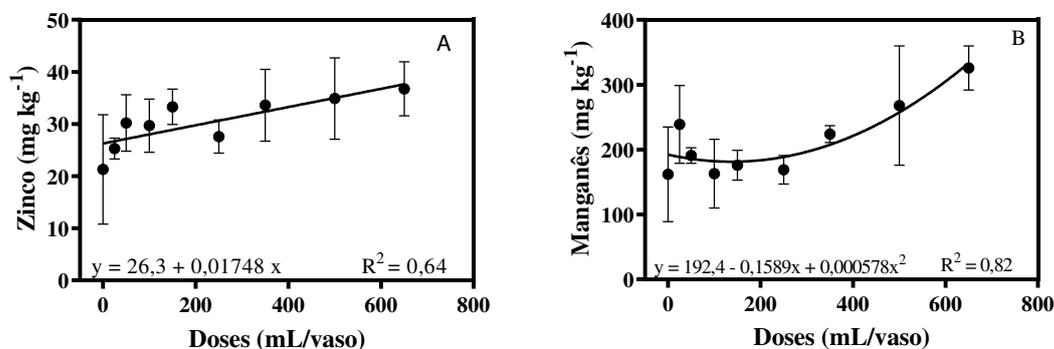


Figura 22. Variação do teor de zinco (A) e manganês (B) na parte aérea da alface em função da dose aplicada em cada tratamento.

O zinco é um micronutriente que participa do metabolismo do nitrogênio na planta, sendo requerido na síntese do aminoácido triptofano. Sua carência causa diminuição e distorção das folhas da alface. O manganês é o segundo micronutriente mais abundante no solo, desempenhando funções na formação da clorofila (PRADO; CECÍLIO FILHO, 2016).

Com relação aos metais tóxicos, os elementos níquel e chumbo não foram detectados na parte aérea. O elemento cromo não foi detectado nos tratamentos T7, T8 e T9 e foi detectado nos demais tratamentos, apresentando valores que variaram entre $0,1 \pm 0,1 - 0,3 \pm 0,2$ (mg kg⁻¹). O elemento cádmio apresentou concentrações médias de $0,2 \pm 0,1$ (mg kg⁻¹) para todos os tratamentos.

Segundo a Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) N° 42 (2013), que dispõe sobre os limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos, o valor máximo permitido para cádmio em alface é de $0,2$ mg kg⁻¹, o que mostra que, todos os tratamentos estavam dentro do limite máximo de cádmio. A presença de cádmio na parte aérea em todos os tratamentos pode ter como causa possível à adubação feita com fósforo. Por se tratar de um solo empobrecido deste elemento e, devido à quantidade mínima apresentada pelo efluente orgânico utilizado na adubação, foi acrescido ao mesmo, antes do plantio, pentóxido de fósforo (18% m/m de P₂O₅), devido à necessidade requerida pela cultura de alface. Segundo Haider *et al.* (2021), uma das causas do aumento do teor de cádmio no solo é a utilização de fertilizantes fosfatados sintéticos que contêm cádmio como impureza.

5.4.3 Teor de metais residuais no solo

Após o plantio as amostras do solo foram coletadas para análise química. Os resultados se encontram na Tabela 19. De acordo com os resultados, pode-se perceber que o valor de pH variou entre 5,3 e 6,1 para todos os tratamentos. Estes valores estão próximos a faixa ideal (6 a 7), em que ocorre a maior disponibilidade de nutrientes para as plantas e, também, a precipitação do alumínio (LUZ; FERREIRA; BEZERRA, 2002).

Tabela 19. Valores de pH do solo e de alguns metais residuais apresentados no solo após o plantio.

Tratamentos	pH	Ca mg L ⁻¹	Mg mg L ⁻¹	Cu mg L ⁻¹	K mg L ⁻¹	Mn mg L ⁻¹
^a T1	5,7	2,4	0,59	3,8	22	75
^b T2	5,3	2,3	0,48	3,7	87	78
T3	5,7	2,5	0,62	4,3	12	76
T4	5,7	2,7	0,61	4,0	14	71
T5	6,1	2,5	0,61	4,2	24	78
T6	5,7	2,0	0,55	4,6	32	105
T7	5,8	2,2	0,62	4,2	81	87
T8	5,7	2,2	0,67	4,4	158	91
T9	5,8	2,6	0,76	5,3	218	160
T10	5,5	2,3	0,72	4,7	313	167

^aT1 Testemunha. ^bT2 Adubação mineral (Nitrogênio e potássio).

Em solos fortemente ácidos (pH < 5), o alumínio se torna tóxico e impede o crescimento da planta, uma vez que ele restringe o crescimento das raízes, impossibilitando a absorção de nutrientes essenciais. A elevação do pH leva a precipitação do alumínio, tornando-o indisponível para as plantas (SHETTY *et al.*, 2021). A disponibilidade de alumínio é considerada um fator prejudicial, uma vez que ele é tóxico, sendo considerado um fator limitante na produtividade agrícola (EL-NAGGAR *et al.*, 2019).

Através dos teores dos metais apresentados na Tabela 19, pode-se perceber que não houve alteração em função das doses para o cálcio (2,05 – 2,66) mg L⁻¹, magnésio (0,48 – 0,76) mg L⁻¹ e cobre (3,67 – 4,72) mg L⁻¹. Para o potássio e manganês, os resultados mostraram um aumento significativo do teor no solo em relação à dose de biofertilizante adicionada. Os mesmos apresentaram faixas de concentração de (12-313) mg L⁻¹ e (71,3-166,9) mg L⁻¹, respectivamente. Para melhor visualização fez-se os gráficos de regressão para esses dois

elementos no solo em função das doses aplicadas, como se pode observar nas Figuras 23 (A e B).

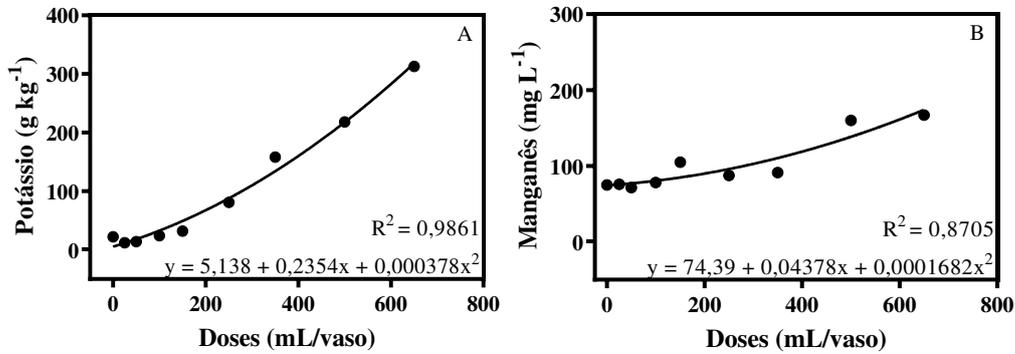


Figura 23. Variação do teor de potássio (A) e manganês (B) residual no solo em função da dose do efluente tratado aplicada em cada tratamento.

Pode-se notar que o potássio, elemento presente em grande quantidade no efluente orgânico, (2007 mg L⁻¹) variou proporcionalmente em função da dose aplicada. Tal resultado pode estar associado ao fato desse elemento estar em grande quantidade no biofertilizante utilizado nos tratamentos.

5.5 Estudo de estabilidade físico-química do efluente tratado usado no cultivo da alface

Foram realizadas análises de alguns parâmetros do efluente tratado utilizado no ensaio biológico da cultura da alface, visando avaliar se a sua estocagem provocaria uma modificação nas suas propriedades. Esse efluente foi monitorado durante 6 meses e os resultados obtidos são mostrados na Tabela D1 do apêndice. Para melhor visualização, plotou-se gráficos de barra (Figuras 24 e 25).

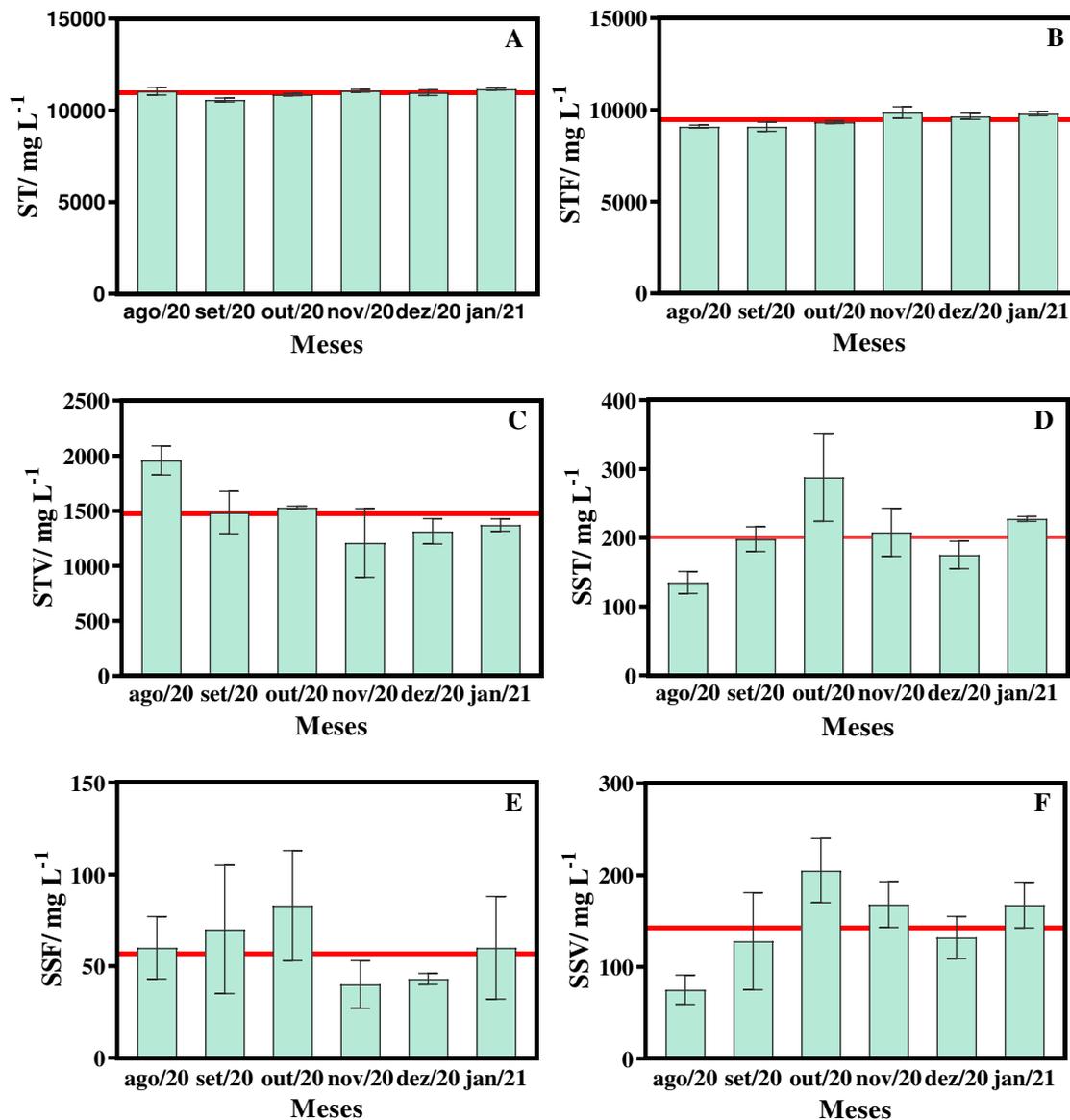


Figura 24. Variação dos parâmetros de sólidos ao longo de seis meses, na amostra do efluente tratado usado como biofertilizante. (A) Sólidos Totais, (B) Sólidos Totais Fixos, (C) Sólidos Totais voláteis, (D) Sólidos Suspensos Totais, (E) Sólidos Suspensos fixos, (F) Sólidos Suspensos Voláteis. A linha vermelha representa o valor médio obtido das amostras.

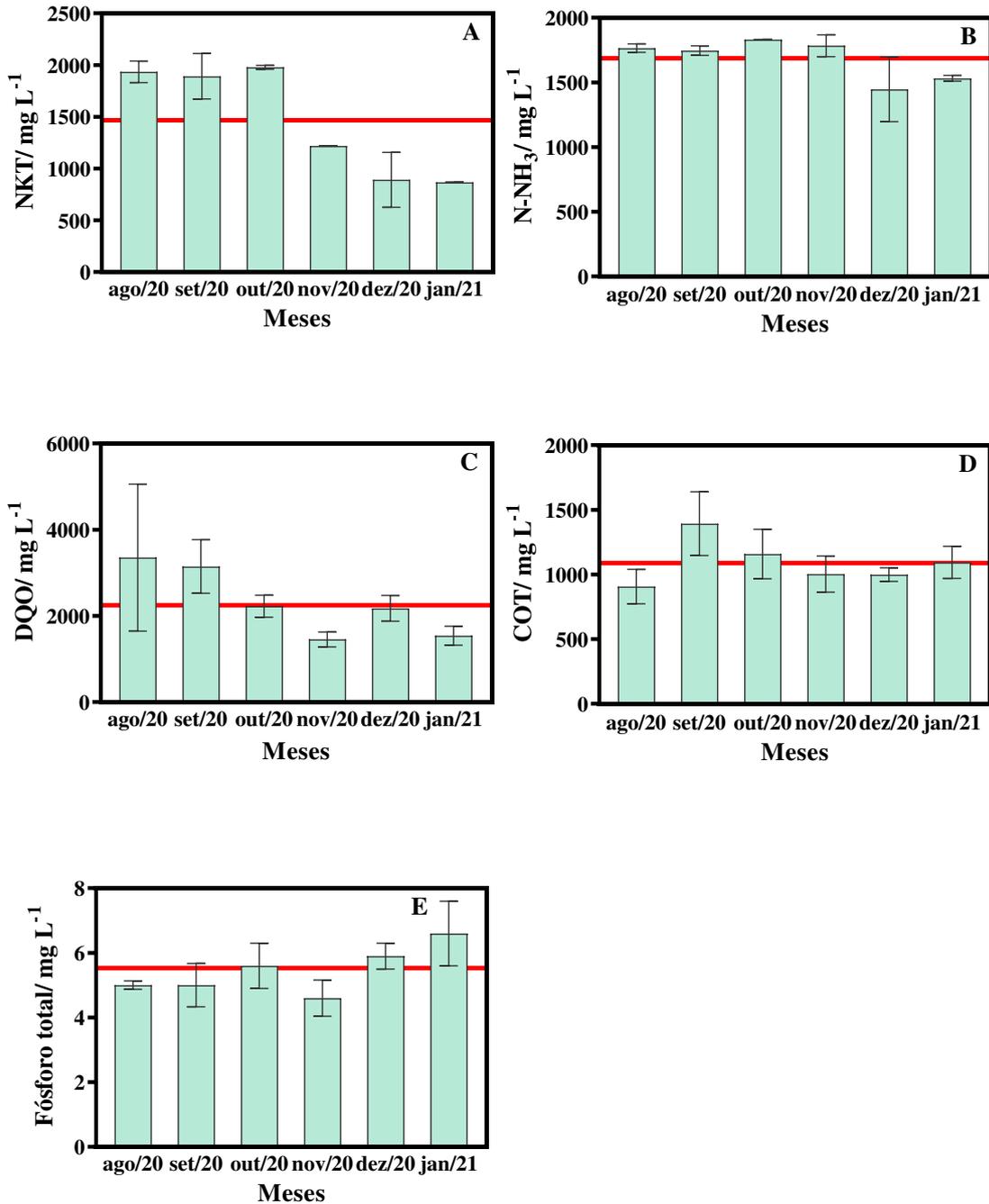


Figura 25. Variação dos parâmetros ao longo de seis meses, na amostra do efluente tratado usado como biofertilizante. (A) Nitrogênio Amoniacal, (B) Nitrogênio Kjeldahl Total, (C) Demanda Química de Oxigênio, (D) Carbono Orgânico Total e (E) Fósforo total. A linha vermelha representa o valor médio obtido das amostras.

Os seguintes valores médios foram obtidos para os parâmetros: 1684 ± 142 mg L⁻¹ para NNH₃, 1464 ± 486 mg L⁻¹ para NKT, 6 ± 1 mg L⁻¹ para o fósforo, 1092 ± 156 mg L⁻¹ para COT, 2253 ± 662 mg L⁻¹ para DQO, 10947 ± 192 mg L⁻¹ para ST, 1477 ± 239 mg L⁻¹ para STV, 9471

$\pm 318 \text{ mg L}^{-1}$ para STF, $200 \pm 46 \text{ mg L}^{-1}$ para SSV, $75 \pm 40 \text{ mg L}^{-1}$ para SSV, $60 \pm 16 \text{ mg L}^{-1}$ para SSF.

Pode-se concluir que no tempo avaliado, isto é, no período de seis meses, o biofertilizante apresentou-se estável. Esta estabilidade provavelmente está relacionada com a diminuição de substâncias biodegradáveis e com a presença em maior quantidade de substâncias húmicas, que são mais difíceis de serem degradadas. Segundo Roy *et al.* (2019), a biodegradabilidade em efluentes é inversamente proporcional à presença de substâncias húmicas (ácidos húmicos e ácidos fúlvicos).

As substâncias húmicas são formadas por ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina. Na horticultura são considerados bioestimulantes, uma vez que estão intimamente ligados com o crescimento e desenvolvimento das plantas, proporcionando uma maior absorção de nutrientes, (LIPCZYNSKA-KOCHANY, 2018).

CONCLUSÃO

6 Conclusão

Através da caracterização do efluente tratado, proveniente da usina de compostagem foi possível observar que, mesmo com a variação na matéria prima nos lotes de compostagem, os parâmetros, de um modo geral, não variaram ao longo dos meses analisados. A comparação entre os parâmetros da amostra tratada (ET) e não tratada (ENT) nos permitiu perceber que o tratamento é eficiente na remoção de matéria orgânica. Pôde-se perceber um aumento no pH da amostra tratada em relação à amostra não tratada (ENT), o que foi atribuído à maior quantidade de nitrogênio amoniacal no efluente tratado (ET).

O efluente tratado (ET) avaliado apresentou altas concentrações de macro e micronutrientes importantes para crescimento das plantas. Os metais tóxicos, como cádmio, chumbo e cromo foram detectadas em concentrações muito baixas nas amostras e menores que o limite máximo permitido pelo Ministério de Agricultura e Pecuária e Abastecimento, para fertilizantes orgânicos e condicionadores de solo. Em razão disso, pode-se concluir que o efluente tem potencial para ser utilizado como biofertilizante. Além disso, por se tratar de um produto residual, sem nenhum custo para a sua produção, a sua utilização é uma forma de agregar valor a esse material, visando uma rota sustentável de manejo de resíduos sólidos orgânicos, minimizando possíveis impactos ambientais. Entretanto, mais estudos devem ser feitos em outras culturas. Análises microbiológicas devem ser conduzidas em todas as amostras a serem utilizadas, uma vez que há variação de matéria-prima e contaminações podem ocorrer. Também são necessários estudos para avaliar o acúmulo de metais no solo em função do tempo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Referências bibliográficas

- ABDEL-SHAFY, Hussein I.; MANSOUR, Mona S.M.. Solid waste issue: sources, composition, disposal, recycling, and valorization. **Egyptian Journal Of Petroleum**, [S.L.], v. 27, n. 4, p. 1275-1290, dez. 2018. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ejpe.2018.07.003>.
- ABRELPE. Resíduos Sólidos urbanos. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil** 2018/2019, p. 68, 2019. Disponível em: <www.abrelpe.org.br>.
- ABRELPE. Resíduos Sólidos urbanos. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, 2017.
https://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama_abrelpe_2017.pdf
- AL-GHOUTI, Mohammad A.; KHAN, Mariam; NASSER, Mustafa S.; AL-SAAD, Khalid; HENG, Oon Ee. Recent advances and applications of municipal solid wastes bottom and fly ashes: insights into sustainable management and conservation of resources. **Environmental Technology & Innovation**, [S.L.], v. 21, p. 101267, fev. 2021. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2020.101267>.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. **Standard Methods**, 541 p., 2012.
- ANJUM, Muzammil et al. Solid waste management in Saudi Arabia: A review Muzammil. **Journal of Applied Agriculture and Biotechnology**, n. May 2016, 2016.
<https://www.researchgate.net/publication/303348044>
- ARIJ, Y.; FATIHAH, S.; RAKMI, A.R.. Performance of pilot scale anaerobic biofilm digester (ABD) for the treatment of leachate from a municipal waste transfer station. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 260, p. 213-220, jul. 2018. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.131>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004 de 2004**. Resíduos sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
<https://analiticaqmresiduos.paginas.ufsc.br/files/2014/07/Nbr-10004-2004-Classificacao-De-Residuos-Solidos.pdf>
- AZIM, K.; SOUDI, B.; BOUKHARI, S.; PERISSOL, C.; ROUSSOS, S.; ALAMI, I. Thami. Composting parameters and compost quality: a literature review. **Organic Agriculture**, [S.L.], v. 8, n. 2, p. 141-158, 20 abr. 2017. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z>.
- AZIZ, Asad; BASHEER, Farrukh; SENGAR, Ashish; IRFANULLAH; KHAN, Saif Ullah; FAROOQI, Izharul Haq. Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 686, p. 681-708, out. 2019. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.295>.

AZOUGARH, Youssef et al. Characterization and treatment of leachate of the great agadir discharge by infiltration – percolation onto titaniferous sand. **Scientific African**, v. 6, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2019.e00154>

BACCOT, Camille; PALLIER, Virginie; THOM, Maglwa Tcha; THURET-BENOIST, Hélène; FEUILLADE-CATHALIFAUD, Genevi  ve. Valorization of extracted organic matter from municipal solid waste leachate: application to soils from france and togo. **Waste Management**, [S.L.], v. 102, p. 161-169, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.040>.

BLASIUS, Jandir Pereira et al. Effects of temperature, proportion and organic loading rate on the performance of anaerobic digestion of food waste. **Biotechnology Reports**, v. 27, p. e00503, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00503>>.

BONG, Cassandra Phun Chien; HO, Wai Shin; HASHIM, Haslenda; LIM, Jeng Shiun; HO, Chin Siong; TAN, William Soo Peng; LEE, Chew Tin. Review on the renewable energy and solid waste management policies towards biogas development in Malaysia. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 70, p. 988-998, abr. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.12.004>.

BRASIL. **Decreto 4954, de 14 de Janeiro de 2004**. Altera o Anexo ao Decreto n   4.954, de 14 de janeiro de 2004, que aprova o Regulamento da Lei n   6.894, de 16 de dezembro de 1980, que dispõe sobre a inspe  o e fiscaliza  o da produ  o e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, ou biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas destinados    agricultura. [S.l: s.n.], 2004 https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/decreto/d4954.htm

BRASIL. **Instru  o Normativa SDA N   27, 05 DE JUNHO DE 2006** (Alterada pela IN SDA n   7, de 12/04/2016, republicada em 02/05/2016) O. p. 1–4, 2016. <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-27-de-05-06-2006-alterada-pela-in-sda-07-de-12-4-16-republicada-em-2-5-16.pdf>

BRASIL. **Lei n   12305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n   9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Assembleia Legislativa. Brasília-DF, 02 agosto de 2020. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm> Acesso em 18 de agosto de 2019.

BRASIL. **Lei n   6.894, de 16 de Dezembro de 1980**. Dispõe sobre a inspe  o e a fiscaliza  o da produ  o e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas, destinados    agricultura, e dá outras providências. p. 6–9, 1980. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/1980-1988/l6894.htm>.

BRASIL. **Resolução nº 481 de 03 de outubro de 2017**. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). p. 4, 2017. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=728>>. Acesso em 04 de maio de 2020.

BRASIL. **Resolução - RDC Nº 42, de 29 de Agosto de 2013**. dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Ministério da Saúde/ Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2013. [S.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-animal/plano-de-nacional-de-controle-de-residuos-e-contaminantes/documentos-da-pncrc/anvisa-resolucao-rdc-no-42-de-29-de-agosto-de-2013-internaliza-a-resolucao-gmc-res-n-o-12-2011.pdf/view>>.

BRASIL. **Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. p. 8, 2011. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>.

BRASIL. **Manual para implantação de compostagem e de coleta seletiva no âmbito de consórcios públicos**. Ministério do meio Ambiente. Secretaria De Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. Melhoria da Gestão Ambiental Urbana no Brasil – BRA/OEA/08/001. p. 75, 2010. http://www.residuossolidos.al.gov.br/vgmidia/arquivos/312_ext_arquivo.pdf

CÁCERES, Rafaela; MAGRÍ, Albert; MARFÀ, Oriol. Nitrification of leachates from manure composting under field conditions and their use in horticulture. **Waste Management**, [S.L.], v. 44, p. 72-81, out. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.039>.

CÁCERES, Rafaela; MALÍNSKA, Krystyna; MARFÀ, Oriol. Nitrification within composting: a review. **Waste Management**, [S.L.], v. 72, p. 119-137, fev. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.049>.

CANTARELLA, Heitor; MARCELINO, Rafael. **Fontes Alternativas De Nitrogênio Para A Cultura Do Milho** –. n. 3, p. 12–14, 2008. [http://www.ipni.net/PUBLICATION/IA-BRASIL.NSF/0/BE6FE2DD8BE1F68E83257A90007D87B4/\\$FILE/Page12-14-122.pdf](http://www.ipni.net/PUBLICATION/IA-BRASIL.NSF/0/BE6FE2DD8BE1F68E83257A90007D87B4/$FILE/Page12-14-122.pdf)

CARRIJO, Osmar Alves; SOUZA, Ronessa Bartolomeu de; MAROUELLI, Waldir Aparecido; ANDRADE, Romério José de. Fertilirrigação de hortaliças. **Circular Técnica 32 Embrapa**, n. C1, p. 13, Brasília, DF, 2004. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/778821/1/ct32.pdf>

CERDA, Alejandra; ARTOLA, Adriana; FONT, Xavier; BARRENA, Raquel; GEA, Teresa; SÁNCHEZ, Antoni. Composting of food wastes: status and challenges. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 248, p. 57-67, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.133>.

CESTONARO, Taiana; BARROS, Raphael Tobias de Vasconcelos; MATOS, Antonio Teixeira de; COSTA, Marcelo Azevedo. Full scale composting of food waste and tree pruning: how large is the variation on the compost nutrients over time?. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 754, p. 142078, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142078>.

CHEN, Shuai; LIN, Bowen; LI, Yanqiang; ZHOU, Sining. Spatial and temporal changes of soil properties and soil fertility evaluation in a large grain-production area of subtropical plain, China. **Geoderma**, [S.L.], v. 357, p. 113937, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113937>.

CHENG, Sze Yin; SHOW, Pau-Loke; JUAN, Joon Ching; LING, Tau Chuan; LAU, Beng Fye; LAI, Sai Hin; NG, Eng Poh. Sustainable landfill leachate treatment: optimize use of guar gum as natural coagulant and floc characterization. **Environmental Research**, [S.L.], v. 188, p. 109737, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2020.109737>.

CHU, Zhuji; FAN, Xiuhua; WANG, Wenna; HUANG, Wei-Chiao. Quantitative evaluation of heavy metals' pollution hazards and estimation of heavy metals' environmental costs in leachate during food waste composting. **Waste Management**, [S.L.], v. 84, p. 119-128, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.11.031>.

COLLADO, Sergio; OULEGO, Paula; SUÁREZ-IGLESIAS, Octavio; DÍAZ, Mario. Leachates and natural organic matter. A review of their biotreatment using fungi. **Waste Management**, [S.L.], v. 96, p. 108-120, ago. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.018>.

COSTA, A.A.; LIMA, E.S.; SOTO, F.R.M. Reciclagem biológica do fósforo a partir do efluente suíno originário da biodigestão anaeróbia: uma revisão. **Archivos de Zootecnia**, v. 69, n. 265, p. 14–21, 2020. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7666338>

COSTA, Alyne Moraes; ALFAIA, Raquel Greice de Souza Marotta; CAMPOS, Juacyara Carbonelli. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 232, p. 110-116, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>.

DAMERUM, Annabelle; A CHAPMAN, Mark; TAYLOR, Gail. Innovative breeding technologies in lettuce for improved post-harvest quality. **Postharvest Biology And Technology**, [S.L.], v. 168, p. 111266, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.postharvbio.2020.111266>.

DEUS, Rafael Mattos; BATTISTELLE, Rosane Aparecida Gomes; SILVA, Gustavo Henrique Ribeiro. Resíduos sólidos no Brasil: contexto, lacunas e tendências. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 20, n. 4, p. 685-698, dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522015020040129347>.

DHALIWAL, S.s.; NARESH, R.K.; MANDAL, Agniva; SINGH, Ravinder; DHALIWAL, M.K.. Dynamics and transformations of micronutrients in agricultural soils as influenced by organic matter build-up: a review. **Environmental And Sustainability Indicators**, [S.L.], v. 1-2, p. 100007, set. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.indic.2019.100007>.

DHAMODHARAN, Kondusamy; VARMA, Vempalli Sudharsan; VELUCHAMY, Chitraichamy; PUGAZHENDHI, Arivalagan; RAJENDRAN, Karthik. Emission of volatile organic compounds from composting: a review on assessment, treatment and perspectives. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 695, p. 133725, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133725>.

DU, Chenyu; ABDULLAH, Jwan J.; GREETHAM, Darren; FU, Danni; YU, Mengyuan; REN, Liwei; LI, Shuang; LU, Diannan. Valorization of food waste into biofertiliser and its field application. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 187, p. 273-284, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.211>.

DUNCAN, Elliott G.; O'SULLIVAN, Cathryn A.; ROPER, Margaret M.; BIGGS, Jody S.; PEOPLES, Mark B.. Influence of co-application of nitrogen with phosphorus, potassium and sulphur on the apparent efficiency of nitrogen fertiliser use, grain yield and protein content of wheat: review. **Field Crops Research**, [S.L.], v. 226, p. 56-65, set. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2018.07.010>.

EL-GOHARY, Fatma A.; KAMEL, G.. Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 94, p. 268-274, set. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.074>.

EL-NAGGAR, Ali; LEE, Sang Soo; RINKLEBE, Jörg; FAROOQ, Muhammad; SONG, Hocheol; SARMAH, Ajit K.; ZIMMERMAN, Andrew R.; AHMAD, Mahtab; SHAHEEN, Sabry M.; OK, Yong Sik. Biochar application to low fertility soils: a review of current status, and future prospects. **Geoderma**, [S.L.], v. 337, p. 536-554, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.034>.

ESLAMI, Hadi; HASHEMI, Hassan; FALLAHZADEH, Reza Ali; KHOSRAVI, Rasoul; FARD, Reza Fouladi; EBRAHIMI, Ali Asghar. Effect of organic loading rates on biogas production and anaerobic biodegradation of composting leachate in the anaerobic series bioreactors. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 110, p. 165-171, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.11.007>.

FIORESE, Caio Henrique Ungarato. Análise de propriedades físicas de solo com monocultivo de café no município de Castelo (ES). **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 5, n. 6, p. 6850-6859, 2019. Brazilian Journal of Development. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv5n6-176>.

GOMES, Ana I.; SANTOS, Sara G.s.; SILVA, Tânia F.C.V.; BOAVENTURA, Rui A.R.; VILAR, Vítor J.P.. Treatment train for mature landfill leachates: optimization studies. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 673, p. 470-479, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.027>.

GU, Nannan; LIU, Jianyong; YE, Jiongjiong; CHANG, Ning; LI, Yu-You. Bioenergy, ammonia and humic substances recovery from municipal solid waste leachate: a review and process integration. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 293, p. 122159, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122159>.

HAIDER, Fasih Ullah; LIQUN, Cai; COULTER, Jeffrey A.; CHEEMA, Sardar Alam; WU, Jun; ZHANG, Renzhi; WENJUN, Ma; FAROOQ, Muhammad. Cadmium toxicity in plants: impacts and remediation strategies. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 211, p. 111887, mar. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111887>.

HU, Liang; ZENG, Guangming; CHEN, Guiqiu; DONG, Haoran; LIU, Yutang; WAN, Jia; CHEN, Anwei; GUO, Zhi; YAN, Ming; WU, Haipeng. Treatment of landfill leachate using immobilized *Phanerochaete chrysosporium* loaded with nitrogen-doped TiO₂ nanoparticles. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 301, p. 106-118, jan. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.08.060>.

HUSSEIN, Munirah; YONEDA, Kenichi; ZAKI, Zuhaida Mohd.; OTHMAN, Nor'azizi; AMIR, Amnorzahira. Leachate characterizations and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, [S.L.], v. 12, p. 100232, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100232>.

ÍÑIGUEZ-COVARRUBIAS, Gilberto; GÓMEZ-RIZO, Rodrigo; RAMÍREZ-MEDA, Walter; BERNAL-CASILLAS, José de Jesús. Composting of Food and Yard Wastes under the Static Aerated Pile Method. **Advances In Chemical Engineering And Science**, [S.L.], v. 08, n. 04, p. 271-279, 2018. Scientific Research Publishing, Inc.. <http://dx.doi.org/10.4236/aces.2018.84019>.

JARA-SAMANIEGO, J.; PÉREZ-MURCIA, M.D.; BUSTAMANTE, M.A.; PÉREZ-ESPINOSA, A.; PAREDES, C.; LÓPEZ, M.; LÓPEZ-LLUCH, D.B.; GAVILANES-TERÁN, I.; MORAL, R.. Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador: suitability of the obtained composts for seedling production. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 141, p. 1349-1358, jan. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.178>.

JIA, Xiaojun; QIN, Xiaomeng; TIAN, Xueping; ZHAO, Yuan; YANG, Tao; HUANG, Jun. Inoculating with the microbial agents to start up the aerobic composting of mushroom residue and wood chips at low temperature. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, [S.L.], v. 9, n. 4, p. 105294, ago. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2021.105294>.

JIANG, Tao; LI, Guoxue; TANG, Qiong; MA, Xuguang; WANG, Gang; SCHUCHARDT, Frank. Effects of aeration method and aeration rate on greenhouse gas emissions during composting of pig feces in pilot scale. **Journal Of Environmental Sciences**, [S.L.], v. 31, p. 124-132, maio 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2014.12.005>.

JUSTIN, Maja Zupančič; PAJK, Nastja; ZUPANC, Vesna; ZUPANČIČ, Marija. Phytoremediation of landfill leachate and compost wastewater by irrigation of *Populus* and *Salix*: biomass and growth response. **Waste Management**, [S.L.], v. 30, n. 6, p. 1032-1042, jun. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.013>.

KHANDELWAL, Harshit; DHAR, Hiya; THALLA, Arun Kumar; KUMAR, Sunil. Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: a worldwide critical review. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 209, p. 630-654, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.233>.

KOLAH, M.; KAZEMI, E. Mohajel; YAZDI, M.; GOLDSON-BARNABY, A.. Oxidative stress induced by cadmium in lettuce (*Lactuca sativa* Linn.): oxidative stress indicators and prediction of their genes. **Plant Physiology And Biochemistry**, [S.L.], v. 146, p. 71-89, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.10.032>.

KUCBEL, Marek; RACLAVSKÁ, Helena; RŮŽIČKOVÁ, Jana; FVÉDOVÁ, Barbora; SASSMANOVÁ, Veronika; DROZDOVÁ, Jarmila; RACLAVSKÝ, Konstantin; JUCHELKOVÁ, Dagmar. Properties of composts from household food waste produced in automatic composters. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 236, p. 657-666, abr. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.018>.

KUMAR, Lalit R.; ZHANG, Xiaolei; KAUR, Rajwinder; YELLAPU, Sravan K.; TYAGI, R.D.; DROGUI, Patrick. Techno-economic analysis for extracellular-polymeric substances (EPS) production using activated sludge fortified with crude glycerol as substrate and its application in leachate treatment. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 303, p. 122954, maio 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122954>.

LANGE, Liséte Celina; ALVES, Juliana Felisberto; AMARAL, Miriam Cristina Santos; MELO JÚNIOR, Wilson Rodrigues de. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 11, n. 2, p. 175-183, jun. 2006. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522006000200011>.

LI, Jin; HE, Chao; TIAN, Tian; LIU, Zongkuan; GU, Zhaolin; ZHANG, Guan; WANG, Wendong. UASB-modified Bardenpho process for enhancing bio-treatment efficiency of leachate from a municipal solid waste incineration plant. **Waste Management**, [S.L.], v. 102, p. 97-105, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.028>.

LIM, Su Lin; LEE, Leong Hwee; WU, Ta Yeong. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 111, p. 262-278, jan. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.083>.

LIMA JUNIOR, Roberto Guião de Souza; MAHLER, Claudio Fernando; DIAS, Albiane Carvalho; LUZ JUNIOR, Willker Figueirêdo da. Avaliação de novas práticas de compostagem em pequena escala com aproveitamento energético. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 361-370, 19 jan. 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016159687>.

LIN, Chitsan; CHERUIYOT, Nicholas Kiprotich; HOANG, Hong-Giang; LE, Thi-Hieu; TRAN, Huu-Tuan; BUI, Xuan-Thanh. Benzophenone biodegradation and characterization of malodorous gas emissions during co-composting of food waste with sawdust and mature compost. **Environmental Technology & Innovation**, [S.L.], v. 21, p. 101351, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2020.101351>.

LIN, Kunning et al. Trends in Environmental Analytical Chemistry Determination of ammonia nitrogen in natural waters : Recent advances and applications. **Biochemical Pharmacology**, v. 24, p. e00073, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2019.e00073>

LIN, Long; XU, Fuqing; GE, Xumeng; LI, Yebo. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: a comparative review of anaerobic digestion and composting. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 89, p. 151-167, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.025>.

LIPCZYNSKA-KOCHANY, Ewa. Humic substances, their microbial interactions and effects on biological transformations of organic pollutants in water and soil: a review. **Chemosphere**, [S.L.], v. 202, p. 420-437, jul. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.104>.

LIU, Tao; CHEN, Xu; WANG, Xin; ZHENG, Shourong; YANG, Liuyan. Highly effective wastewater phosphorus removal by phosphorus accumulating organism combined with magnetic sorbent MFC@La(OH)₃. **Chemical Engineering Journal**, [S.L.], v. 335, p. 443-449, mar. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.117>.

LIU, Tao; WANG, Meijing; AWASTHI, Mukesh Kumar; CHEN, Hongyu; AWASTHI, Sanjeev Kumar; DUAN, Yumin; ZHANG, Zengqiang. Measurement of cow manure compost toxicity and maturity based on weed seed germination. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 245, p. 118894, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118894>.

LOPES, Klayton A. do Lago; SANTOS, Marcos Vinícius Fernandes dos; OLIVEIRA, Raimundo Nonato Teixeira; SILVA, Taciella Fernandes; ALMEIDA, Edmilson Igor Bernardo; SILVA-MATOS, Raíssa Rachel Salustriano da . Efeito do chorume de vermicompostagem sobre a produção de mudas de Brassica oleracea L. **REVISTA TRÓPICA: Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 10, p. 94–104, 2018. <http://www.periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/ccaatropica/article/view/11079/6569>

LUZ, Maria José da Silva; FERREIRA, Gilvan Barbosa; BEZERRA, José Renato Cortez. Adubação e Correção do Solo: Procedimentos a Serem Adotados em Função dos Resultados da Análise do Solo. **Embrapa**, p. 1–32, 2002. Disponível em: [https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPA/19595/1/CIRTEC63.pdf%0Ahttp://www.agrolink.com.br/downloads/ADUBAÇÃO E CORREÇÃO DO SOLO - PROCEDIMENTOS A SEREM ADOTADOS EM FUNÇÃO DOS RESULTADOS DA ANÁLISE DO SOLO.pdf](https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPA/19595/1/CIRTEC63.pdf%0Ahttp://www.agrolink.com.br/downloads/ADUBAÇÃO_E_CORREÇÃO_DO_SOLO_-_PROCEDIMENTOS_A_SEREM_ADOTADOS_EM_FUNÇÃO_DOS_RESULTADOS_DA_ANÁLISE_DO_SOLO.pdf).

MAK, Tiffany M.W.; XIONG, Xinni; TSANG, Daniel C.W.; YU, Iris K.M.; POON, Chi Sun. Sustainable food waste management towards circular bioeconomy: policy review, limitations and opportunities. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 297, p. 122497, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122497>.

MANCINI, Eliana; ARZOUMANIDIS, Ioannis; RAGGI, Andrea. Evaluation of potential environmental impacts related to two organic waste treatment options in Italy. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 214, p. 927-938, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.321>.

MANDAL, Sanchita; DONNER, Erica; SMITH, Euan; SARKAR, Binoy; LOMBI, Enzo. Biochar with near-neutral pH reduces ammonia volatilization and improves plant growth in a soil-plant system: a closed chamber experiment. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 697, p. 134114, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134114>.

MANGA, M.; CAMARGO-VALERO, M.A.; ANTHONJ, C.; EVANS, B.e.. Fate of faecal pathogen indicators during faecal sludge composting with different bulking agents in tropical climate. **International Journal Of Hygiene And Environmental Health**, [S.L.], v. 232, p. 113670, mar. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113670>.

MARGALLO, María; ZIEGLER-RODRIGUEZ, Kurt; VÁZQUEZ-ROWE, Ian; ALDACO, Rubén; IRABIEN, Ángel; KAHHAT, Ramzy. Enhancing waste management strategies in Latin America under a holistic environmental assessment perspective: a review for policy support. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 689, p. 1255-1275, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.393>.

MIRGHORAYSHI, Mahsa; ZINATIZADEH, Ali Akbar; VAN LOOSDRECHT, Mark. Simultaneous biodegradability enhancement and high-efficient nitrogen removal in an innovative single stage anaerobic/anoxic/aerobic hybrid airlift bioreactor (HALBR) for composting leachate treatment: process modeling and optimization. **Chemical Engineering Journal**, [S.L.], v. 407, p. 127019, mar. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2020.127019>.

NAYAK, A.; BHUSHAN, Brij. An overview of the recent trends on the waste valorization techniques for food wastes. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 233, p. 352-370, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.041>.

OHIMAIN, Elijah Ige; IZAH, Sylvester Chibueze. A review of biogas production from palm oil mill effluents using different configurations of bioreactors. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 70, p. 242-253, abr. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.221>.

ONWOSI, Chukwudi O.; IGBOKWE, Victor C.; ODIMBA, Joyce N.; EKE, Ifeanyichukwu E.; NWANKWOALA, Mary O.; IROH, Ikemdinachi N.; EZEUGU, Lewis I. Composting technology in waste stabilization: on the methods, challenges and future prospects. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 190, p. 140-157, abr. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.051>.

PACUMBABA, R.O.; BEYL, C.A.. Changes in hyperspectral reflectance signatures of lettuce leaves in response to macronutrient deficiencies. **Advances In Space Research**, [S.L.], v. 48, n. 1, p. 32-42, jul. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.asr.2011.02.020>.

PAI, Shantanu; AI, Ning; ZHENG, Junjun. Decentralized community composting feasibility analysis for residential food waste: a chicago case study. **Sustainable Cities And Society**, [S.L.], v. 50, p. 101683, out. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2019.101683>.

PINTO, Tarcísio de Paula; VILLADA, Luís Anibal Sepulveda. **Guia para a Compostagem**. Brasília, Brasil: [s.n.], 2015. <https://pt.scribd.com/document/397275183/Guia-para-a-Compostagem-pdf>

PIRES, Isabela Cristina Gomes; FERRÃO, Gregori da Encarnação. Compostagem no Brasil sob a perspectiva da legislação ambiental. **REVISTA TRÓPICA: Ciências Agrárias e Biológicas**, p. 1–18, 2017. <http://www.periodicoeletronicos.ufma.br/index.php/cfaatropica/article/view/5685>

PRADO, Renato de Mello; CECÍLIO FILHO, Arthur Bernardes (org). **Nutrição e Adubação De Hortaliças**, p. 600. Jaboticabal: FCAV/CAPES, 2016.

PUGA, Fernando Pimentel; CASTRO, Lavínia Barros de (org.). **Visão 2035: Brasil, país desenvolvido: agendas setoriais para alcance da meta**: Rio de Janeiro: Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social, 2018. p.415-438 Disponível em: https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/16040/3/PRLiv214078_Visao_2035_compl_. Acesso em: 09 nov. 2019.

PUJARA, Yash; PATHAK, Pankaj; SHARMA, Archana; GOVANI, Janki. Review on Indian Municipal Solid Waste Management practices for reduction of environmental impacts to achieve sustainable development goals. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 248, p. 109238, out. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.07.009>.

QUEIROZ, Angélica; CRUVINEL, Vinicius; FIGUEIREDO, Kamila. PRODUÇÃO DE ALFACE AMERICANA EM FUNÇÃO DA FERTILIZAÇÃO COM ORGANOMINERAL. **Enciclopédia Biosfera**, [S.L.], v. 14, n. 25, p. 1053-1063, 20 jun. 2017. Centro Científico Conhecer. http://dx.doi.org/10.18677/encibio_2017a84.

RADA, Elena; ZATELLI, Claudio; CIOCA, Lucian; TORRETTA, Vincenzo. Selective Collection Quality Index for Municipal Solid Waste Management. **Sustainability**, [S.L.], v. 10, n. 1, p. 257, 19 jan. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su10010257>.

RANA, Rishi; GANGULY, Rajiv; GUPTA, Ashok Kumar. Physico-chemical characterization of municipal solid waste from Tricity region of Northern India: a case study. **Journal Of Material Cycles And Waste Management**, [S.L.], v. 20, n. 1, p. 678-689, 17 abr. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10163-017-0615-3>.

RANI, Aishwarya; NEGI, Suraj; HUSSAIN, Athar; KUMAR, Sunil. Treatment of urban municipal landfill leachate utilizing garbage enzyme. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 297, p. 122437, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122437>.

RANJBARI, Alireza; MOKHTARANI, Nader. Post treatment of composting leachate using ZnO nanoparticles immobilized on moving media. **Applied Catalysis B: Environmental**, [S.L.], v. 220, p. 211-221, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.08.042>.

RASTOGI, Mansi; NANDAL, Meenakshi; KHOSLA, Babita. Microbes as vital additives for solid waste composting. **Heliyon**, v. 6, n. 2, p. e03343, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03343>.

RAVINDRAN, Balasubramani; KARMEGAM, Natchimuthu; YUVARAJ, Ananthanarayanan; THANGARAJ, Ramasundaram; CHANG, S.W.; ZHANG, Zengqiang; AWASTHI, Mukesh Kumar. Cleaner production of agriculturally valuable benignant materials from industry generated bio-wastes: a review. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 320, p. 124281, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124281>.

REYES-TORRES, M.; OVIEDO-OCAÑA, E.R.; DOMINGUEZ, I.; KOMILIS, D.; SÁNCHEZ, A.. A systematic review on the composting of green waste: feedstock quality and optimization strategies. **Waste Management**, [S.L.], v. 77, p. 486-499, jul. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.037>. Acesso em: 17 jun. 2021.

ROY, Dany; LEMAY, Jean-François; DROGUI, Patrick; TYAGI, Rajeshwar D.; LANDRY, Dany; RAHNI, Mohamed. Identifying the link between MBRs' key operating parameters and bacterial community: a step towards optimized leachate treatment. **Water Research**, [S.L.], v. 172, p. 115509, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2020.115509>.

ROY, Dany; BENKARAACHE, Sanae; AZAÏS, Antonin; DROGUI, Patrick; TYAGI, Rajeshwar D.. Leachate treatment: assessment of the systemic changes in the composition and biodegradability of leachates originating in an open co-composting facility in Canada. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 103056, jun. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2019.103056>.

ROY, Dany; DROGUI, Patrick; TYAGI, Rajeshwar D.; LANDRY, Dany; RAHNI, Mohamed. MBR treatment of leachates originating from waste management facilities: a reference study of the design parameters for efficient treatment. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 259, p. 110057, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110057>.

SANDRI, Delvio; MATSURA, Edson E.; TESTEZLAF, Roberto. Teores de nutrientes na alface irrigada com água residuária aplicada por sistemas de irrigação. **Engenharia Agrícola**, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 45-57, abr. 2006. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-69162006000100006>.

SANG, Nan; HAN, Ming; LI, Guangke; HUANG, Mingzhu. Landfill leachate affects metabolic responses of *Zea mays* L. seedlings. **Waste Management**, [S.L.], v. 30, n. 5, p. 856-862, maio 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.023>.

SHETTY, Rajpal; VIDYA, Chiruppurathu Sukumaran-Nair; PRAKASH, Nagabovanalli Basavarajappa; LUX, Alexander; VACULÍK, Marek. Aluminum toxicity in plants and its possible mitigation in acid soils by biochar: a review. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 765, p. 142744, abr. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142744>.

SHI, Mingzi; ZHAO, Yue; ZHU, Longji; SONG, Xinyu; TANG, Yu; QI, Haishi; CAO, Hongjie; WEI, Zimin. Denitrification during composting: biochemistry, implication and perspective. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [S.L.], v. 153, p. 105043, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2020.105043>.

SHOU, Zongqi; ZHU, Nanwen; YUAN, Haiping; DAI, Xiaohu; SHEN, Yanwen. Buffering phosphate mitigates ammonia emission in sewage sludge composting: enhanced organics removal coupled with microbial ammonium assimilation. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 227, p. 189-198, ago. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.197>.

SILES-CASTELLANO, Ana B.; LÓPEZ, María J.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, Juan A.; SUÁREZ-ESTRELLA, Francisca; JURADO, Macarena M.; ESTRELLA-GONZÁLEZ, María J.; MORENO, Joaquín. Comparative analysis of phytotoxicity and compost quality in industrial composting facilities processing different organic wastes. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 252, p. 119820, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119820>.

SILVA, Renata Lima Machado da Silva; DUARTE, Joelma vieira do Nascimento; ANSELMO, Maria da Glória Vieira. Fatores intervenientes no processo de compostagem de resíduos sólidos orgânicos. **Anais do Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade** -, v. 5, p. 442–447, João Pessoa/Pb: Congestas, 2017. 5 v. Disponível em: <http://eventos.ecogestaobrasil.net/congestas2017/trabalhos/pdf/congestas2017-et-11-010.pdf>. Acesso em: 02 mar. 2021.

SINDHU, Raveendran; GNANSOUNOU, Edgard; REBELLO, Sharrel; BINOD, Parameswaran; VARJANI, Sunita; THAKUR, Indu Shekhar; NAIR, Ramkumar B.; PANDEY, Ashok. Conversion of food and kitchen waste to value-added products. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 241, p. 619-630, jul. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.053>.

SOOBHANY, Nuhaa. Assessing the physicochemical properties and quality parameters during composting of different organic constituents of Municipal Solid Waste. **Journal Of Environmental Chemical Engineering**, [S.L.], v. 6, n. 2, p. 1979-1988, abr. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2018.02.049>.

SOUDEJANI, Hajar Taheri; KAZEMIAN, Hossein; INGLEZAKIS, Vassilis J.; ZORPAS, Antonis A.. Application of zeolites in organic waste composting: a review. **Biocatalysis And Agricultural Biotechnology**, [S.L.], v. 22, p. 101396, nov. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101396>.

SOUZA, Luan Alves de; CARMO, Dirlane de Fátima do; SILVA, Flávio Castro da; PAIVA, Walter de Meira Lima. Análise dos principais parâmetros que influenciam a compostagem de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 8, p. 194–212, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.3970186>

SRIVASTAVA, Vaibhav; ISMAIL, Sultan Ahmed; SINGH, Pooja; SINGH, Rajeev Pratap. Urban solid waste management in the developing world with emphasis on India: challenges and opportunities. **Reviews In Environmental Science And Bio/Technology**, [S.L.], v. 14, n. 2, p. 317-337, 8 out. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-014-9352-4>.

TAWAKKOLY, Baback; ALIZADEHDAKHEL, Asghar; DOROSTI, Fatereh. Evaluation of COD and turbidity removal from compost leachate wastewater using *Salvia hispanica* as a natural coagulant. **Industrial Crops And Products**, [S.L.], v. 137, p. 323-331, out. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.05.038>.

TOLEDO, M.; GUTIÉRREZ, M.C.; PEÑA, A.; SILES, J.A.; MARTÍN, M.A.. Co-composting of chicken manure, alperujo, olive leaves/pruning and cereal straw at full-scale: compost quality assessment and odour emission. **Process Safety And Environmental Protection**, [S.L.], v. 139, p. 362-370, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2020.04.048>.

TOSSAVAINEN, Marika; NYKÄNEN, Anne; VALKONEN, Kalle; OJALA, Anne; KOSTIA, Silja; ROMANTSCHUK, Martin. Culturing of *Selenastrum* on diluted composting fluids; conversion of waste to valuable algal biomass in presence of bacteria. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 238, p. 205-213, ago. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.04.013>.

TRANI, P E. Calagem e adubação para hortaliças sob cultivo protegido. **Instituto Agrônomo de Campinas - IAC**, p. 25, 2014.

http://www.iac.sp.gov.br/imagem_informacoestecnologicas/79.pdf

TYRREL, S.F.; SEYMOUR, I.; HARRIS, J.A.. Bioremediation of leachate from a green waste composting facility using waste-derived filter media. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 99, n. 16, p. 7657-7664, nov. 2008. Elsevier BV.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.079>.

WALLING, Eric; TRÉMIER, Anne; VANEECKHAUTE, Céline. A review of mathematical models for composting. **Waste Management**, [S.L.], v. 113, p. 379-394, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2020.06.018>.

WANG, Zhenfeng; REN, Jingzheng; GOODSITE, Michael Evan; XU, Guangyin. Waste-to-energy, municipal solid waste treatment, and best available technology: comprehensive evaluation by an interval-valued fuzzy multi-criteria decision making method. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 172, p. 887-899, jan. 2018. Elsevier BV.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.184>.

WEI, Yunmei; LI, Jingyuan; SHI, Dezhi; LIU, Guotao; ZHAO, Youcai; SHIMAOKA, Takayuki. Environmental challenges impeding the composting of biodegradable municipal solid waste: a critical review. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 122, p. 51-65, jul. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.024>.

XIONG, Xinni; LIU, Xueming; YU, Iris K.M.; WANG, Lei; ZHOU, Jin; SUN, Xin; RINKLEBE, Jörg; SHAHEEN, Sabry M.; OK, Yong Sik; LIN, Zhang. Potentially toxic elements in solid waste streams: fate and management approaches. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 253, p. 680-707, out. 2019. Elsevier BV.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.012>.

XIONG, Ziyi; HUSSAIN, Abid; LEE, Hyung-Sool. Food waste treatment with a leachate bed reactor: effects of inoculum to substrate ratio and reactor design. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 285, p. 121350, ago. 2019. Elsevier BV.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121350>.

YE, Yuanyao; NGO, Huu Hao; GUO, Wenshan; LIU, Yiwen; CHANG, Soon Woong; NGUYEN, Dinh Duc; LIANG, Heng; WANG, Jie. A critical review on ammonium recovery from wastewater for sustainable wastewater management. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 268, p. 749-758, nov. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.111>.

YE, Zhi-Long; XIE, Xiaoqing; DAI, Lanhua; WANG, Ziwen; WU, Wenhua; ZHAO, Fuyi; XIE, Xiaoming; HUANG, Shiqing; LIU, Meiling; CHEN, Shaohua. Full-scale blending treatment of fresh MSWI leachate with municipal wastewater in a wastewater treatment plant. **Waste Management**, [S.L.], v. 34, n. 11, p. 2305-2311, nov. 2014. Elsevier BV.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.019>.

YANG, Rong; XU, Zengguang; CHAI, Junrui. A Review of Characteristics of Landfilled Municipal Solid Waste in Several Countries: physical composition, unit weight, and permeability coefficient. **Polish Journal Of Environmental Studies**, [S.L.], v. 27, n. 6, p. 2425-2435, 9 jul. 2018. HARD Publishing Company. <http://dx.doi.org/10.15244/pjoes/81089>.

ZHANG, Geng; YAN, Zhiming; WANG, Yuanhua; FENG, Yingna; YUAN, Quan. Exogenous proline improve the growth and yield of lettuce with low potassium content. **Scientia Horticulturae**, [S.L.], v. 271, p. 109469, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scienta.2020.109469>.

ZHANG, Lei; VRIEZE, Jo de; HENDRICKX, Tim L.G.; WEI, Wei; TEMMINK, Hardy; RIJNAARTS, Huub; ZEEMAN, Grietje. Anaerobic treatment of raw domestic wastewater in a UASB-digester at 10 °C and microbial community dynamics. **Chemical Engineering Journal**, [S.L.], v. 334, p. 2088-2097, fev. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.073>.

ZHOU, Chuanbin; WANG, Rusong; ZHANG, Yishan. Fertilizer efficiency and environmental risk of irrigating Impatiens with composting leachate in decentralized solid waste management. **Waste Management**, [S.L.], v. 30, n. 6, p. 1000-1005, jun. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.010>.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Informações sobre o processo de compostagem da Minas Organic Usina de Compostagem

Tabela A1. Controle da temperatura ao longo de 30 dias em uma leira de compostagem da empresa Minas Organic.

Dia	Temperatura (°C)	Dia	Temperatura (°C)
1	25,5	16	38,2
2	26,8	17	39,3
3	27,0	18	41,0
4	27,5	19	43,0
5	28,1	20	45,0
6	28,4	21	49,0
7	29,0	22	50,0
8	30,4	23	47,0
9	30,9	24	44,0
10	33,3	25	45,0
11	34,0	26	43,0
12	35,3	27	41,0
13	35,0	28	43,0
14	36,1	29	42,0
15	37,6	30	40,0

Tabela A2. Quantidade de resíduo compostado, quantidade de composto obtido e quantidade de chorume gerado ao longo de 12 meses, na empresa Minas Organic.

Meses/Ano	Quantidade de resíduo compostado (ton)	Quantidade de composto obtido (ton)	Quantidade de chorume gerado (m³/mês)
Out/2019	199,6	66,5	49,9
Nov/2019	186,4	62,2	46,6
Dez/2019	172,6	57,5	43,1
Jan/2020	191,6	63,9	47,9
Fev/2020	153,2	51,1	38,3
Ago/2020	138,9	46,3	34,7
Set/2020	154,8	51,6	46,4
Out/2020	147,3	49,1	36,8
Nov/2020	182,5	60,4	45,6
Dez/2020	178,5	58,1	44,6
Jan/2021	151,0	50,0	37,6
Fev/2021	166,2	55,3	41,6
Média	168,5	56	42,8
Desvio padrão	18,7	6,2	4,7

*ton = tonelada

APÊNDICE B – Informações sobre as amostras do ET e ENT

Tabela B1. Resultados de parâmetros para a amostra do ET.

Mês/Ano	pH	N-(NH ₃) mg L ⁻¹	NKT mg L ⁻¹	FÓSFORO mg L ⁻¹	COT mg L ⁻¹	DQO mg L ⁻¹	DBO mg L ⁻¹
Out/2019	8,18	923	996	15	*-	2435	*-
Nov/2019	8,02	941	1319	10	-	3602	412
Dez/2019	8,09	1044	1153	15	-	2281	329
Jan/2020	7,96	880	1004	8	652	1573	-
Fev/2020	7,95	1054	1043	10	1130	2917	461
Ago/2020	8,62	1765	1936	5	972	2208	445
Set/2020	7,15	1728	1140	103	22301	21917	-
Out/2020	8,76	902	1007	5	1367	2174	143
Nov/2020	8,72	1134	1291	4	1363	2059	119
Dez/2020	8,68	1179	1177	5	1210	1651	118
Jan/2021	8,59	1210	800	5	1048	1770	32
Fev/2021	7,75	1599	1160	9	1397	1322	48
Média	8,2	1148	1169	8	1142*	2181*	234
Desvio padrão	0,5	275	268	4	236*	619*	166

* Os valores de média e desvio padrão foram calculados desconsiderando-se os valores grifados em vermelho, referente a amostra do mês de setembro. Esses valores foram considerados outliers.

* O método utilizado na análise de COT, referente aos meses de outubro, novembro e dezembro, não detectou carbônico inorgânico na amostra, por isso não foi possível obter valores para o COT. As análises de DBO referentes aos meses, outubro, janeiro e setembro não puderam ser finalizadas em função de ausência de oxigênio (formação de precipitado branco na análise).

Tabela B2. Resultados das análises de sólidos para a amostra do ET.

Mês/Ano	^a ST mg L ⁻¹	^b STV mg L ⁻¹	^c STF mg L ⁻¹	^d SST mg L ⁻¹	^e SSV mg L ⁻¹	^f SSF mg L ⁻¹
Out/2019	10028	2903	7125	2360	1447	913
Nov/2019	10570	2517	8053	903	497	407
Dez/2019	10718	2235	8483	640	345	295
Jan/2020	9751	1542	8209	257	175	82
Fev/2020	9160	1773	7387	320	277	43
Ago/2020	11109	1973	9136	167	152	15
Set/2020	57657	15750	41907	103400	22333	81067
Out/2020	10734	1777	8958	52	40	12
Nov/2020	10457	1704	8752	138	127	12
Dez/2020	10414	1628	8787	91	82	9
Jan/2021	10113	1296	8818	77	61	15
Fev/2021	9431	1003	8428	74	57	16
*Média	10226	1850	8376	462	296	165
*Desvio padrão	567	515	611	653	388	269

^aST Sólidos Totais. ^bSTV Sólidos Totais Voláteis. ^cSTF Sólidos totais Fixos. ^dSST Sólidos Suspensos Totais. ^eSSV Sólidos Suspensos Voláteis. ^fSSF Sólidos Suspensos Fixos. * Os valores de média e desvio padrão foram calculados desconsiderando-se os valores grifados em vermelho, referente a amostra do mês de setembro. Esses valores foram considerados outliers.

Tabela B3. Resultados das análises de metais para a amostra do ET.

Mês/Ano	Cr mg L ⁻¹	Cu mg L ⁻¹	Mn mg L ⁻¹	Fe mg L ⁻¹	Cd mg L ⁻¹	Pb mg L ⁻¹	Zn mg L ⁻¹	Ca mg L ⁻¹	Mg mg L ⁻¹	K mg L ⁻¹
Nov/2019	*<LQ	0,034	0,524	16,6	0,054	*<LQ	0,30	25	201	1443
Dez/2019	0,062	0,029	0,135	13,1	0,042	0,103	0,14	22	358	950
Jan/2020	*<LQ	0,088	0,083	10,6	0,021	*<LQ	0,09	15	150	1546
Fev/2020	0,062	0,043	0,214	10,4	0,045	*<LQ	0,28	30	144	1535
Ago/2020*	0,156	0,033	0,123	12,1	0,102	0,74	0,25	4	123	2007
Set/2020	*<LQ	0,46	3,446	63,0	0,02	*<LQ	10,5	225	77	1682
Out/2020	*<LQ	0,068	0,063	5,5	0,02	0,099	1,36	6	95	1849
Nov/2020	0,065	0,11	0,046	7,6	0,063	0,094	0,43	1	1	1725
Dez/2020	0,06	0,072	0,058	5,4	*<LQ	0,092	1,52	4	104	1633
Jan/2021	*<LQ	0,074	0,039	3,9	0,027	0,113	0,52	6	100	1993
Fev/2021	*<LQ	0,042	0,047	4,6	*<LQ	0,202	0,15	15	71	2750
*Média	*<LQ	0,06*	0,13*	9,0*	0,036	0,13	0,5*	13*	129	1737
Desvio padrão	0,042	0,03	0,14	4,0*	0,028	0,20	0,5*	10*	87	424

* Os valores de média e desvio padrão foram calculados desconsiderando-se os valores grifados em vermelho, referente a amostra do mês de setembro. Esses valores foram considerados outliers. *<LQ = menor que o limite de quantificação. *Os resultados do mês de agosto também se referem ao efluente usado como biofertilizante.

Tabela B4. Média obtida dos resultados dos parâmetros, pH, N-NH₃, NTK, Fósforo, COT, DQO e DBO, da amostra do ENT e ET (últimos 4 meses).

		pH	NNH₃ mg L⁻¹	NTK mg L⁻¹	FÓSFORO mg L⁻¹	COT mg L⁻¹	DQO mg L⁻¹	DBO mg L⁻¹
ENT	Média	5,2	859	1546	289	24357	66588	39596
	Desvio padrão	1	496	672	44	3014	14058	7635
ET	*Média	8,4	1281	1107	5,9	1255	1977	79
	*Desvio padrão	0,5	186	184	2,0	138	299	40

*Média e desvio padrão obtidos dos quatro últimos meses da amostra tratada.

Tabela B5. Média obtida dos resultados da amostra do ENT e do ET (últimos 4 meses), para os parâmetros de sólidos.

		ST mg L⁻¹	STV mg L⁻¹	STF mg L⁻¹	SST mg L⁻¹	SSV mg L⁻¹	SSF mg L⁻¹
ENT	Média	45055	27957	17098	3597	2818	778
	Desvio padrão	8604	5163	3840	510	447	180
ET	*Média	10104	1408	8696	95	82	13
	*Desvio padrão	410	280	157	26	28	3

*Média e desvio padrão obtidos dos quatro últimos meses da amostra tratada.

APÊNDICE C – Informações sobre micronutrientes e metais tóxicos na alface

Tabela C1. Teor de alguns micronutrientes e metais tóxicos na alface.

Tratamentos	Cu mg kg⁻¹	Zn mg kg⁻¹	Mn mg kg⁻¹	B mg kg⁻¹	Ni mg kg⁻¹	Pb mg kg⁻¹	Cd mg kg⁻¹	Cr mg kg⁻¹
T1	3 ± 1	21 ± 10	162 ± 72,9	49 ± 17	ND*	ND	0,2 ± 0,05	0,1 ± 0,1
T2	6 ± 1	38 ± 4,4	293 ± 35,9	69 ± 7,8	ND	ND	0,2 ± 0,02	0,3 ± 0,04
T3	4 ± 0,3	25 ± 2,0	239 ± 59,6	60 ± 9,2	ND	ND	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1
T4	5 ± 0,3	30 ± 5,4	191 ± 12,1	66 ± 14	ND	ND	0,2 ± 0,02	0,2 ± 0,1
T5	5 ± 0,6	30 ± 5,1	163 ± 52,9	67 ± 11	ND	ND	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,04
T6	6 ± 0,4	33 ± 3,4	177 ± 23,4	70 ± 13	ND	ND	0,2 ± 0,0	2,7 ± 3,5
T7	6 ± 0,8	28 ± 3,2	169 ± 22,2	57 ± 16	ND	ND	0,2 ± 0,04	ND
T8	6 ± 1,0	34 ± 6,9	224 ± 13,2	51 ± 5,5	ND	ND	0,2 ± 0,04	ND
T9	6 ± 0,9	35 ± 7,8	268 ± 91,8	61 ± 20	ND	ND	0,2 ± 0,05	ND
T10	7 ± 0,6	37 ± 5,2	326 ± 34,0	64 ± 8,9	ND	ND	0,3 ± 0,04	0,2

*ND: Não detectado

APÊNDICE D – Informações sobre as amostras ET usado na adubação

Tabela D1. Resultados dos parâmetros utilizados no monitoramento da amostra do ET usado na adubação da cultura de alface (ensaio biológico).

Mês/Ano	^aNNH₃ mg L⁻¹	^bNKT mg L⁻¹	P mg L⁻¹	^cCOT mg L⁻¹	^dDQO mg L⁻¹	^eST mg L⁻¹	^fSTV mg L⁻¹	^gSTF mg L⁻¹	^hSST mg L⁻¹	ⁱSSV mg L⁻¹	^jSSF mg L⁻¹
Ago/2020	1765	1936	5,0	907	3354	11045	1957	9089	135	75	60
Set/2020	1746	1892	5,0	1393	3146	10571	1484	9087	198	128	70
Out/2020	1831	1979	5,6	1158	2226	10862	1528	9334	288	205	83
Nov/2020	1784	1218	4,6	1003	1455	11073	1208	9865	208	168	40
Dez/2020	1447	891	5,9	999	2176	10967	1313	9653	175	132	43
Jan/2021	1532	868	6,6	1094	1540	11165	1371	9794	228	168	60
Média	1684	1464	6	1092	2253	10947	1477	9471	205	146	59
Desvio padrão	142	486	1	156	662	192	239	318	47	41	15

^aNNH₃ Nitrogênio amoniacal. ^bNKT Nitrogênio Kjeldahl Total. ^cCOT Carbono Orgânico Total ^dDQO Demanda Química de Oxigênio. ^eST Sólidos Totais. ^fSTV Sólidos Totais Voláteis. ^gSTF Sólidos totais Fixos. ^hSST Sólidos Suspensos Totais. ⁱSSV Sólidos Suspensos Voláteis. ^jSSF Sólidos Suspensos Fixos.

ANEXOS

ANEXO A – Resultados das análises microbiológicas do ET para averiguação de patógenos: coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos e salmonela

ANEXO A1 – Resultados das análises microbiológicas referente ao mês de julho/2020.



RELATÓRIO DE ENSAIOS

RELATÓRIO DE ENSAIO Nº: 20038037-53

REVISÃO: 1

Cliente: MINAS ORGANIC USINA DE COMPOSTAGEM LTDA - ME

Solicitante: MINAS ORGANIC USINA DE COMPOSTA

Endereço: ALAMEDA DAS PALMEIRAS, 308

Telefone: (31) 3531-1825

Município: BETIM - MG

EP - MG 91067-8

Email: contato@minasorganic.com.br

DADOS DA AMOSTRA

Material amostrado: Fertilizantes

Código da amostra: 20221353

Identificação da amostra: AM FO 0007/2020 - EFLUENTE ORGANICO

Data de entrada no laboratório: 28/07/2020

Data de emissão do relatório: 05/08/2020

INFORMAÇÕES DA AMOSTRAGEM

Data da coleta: 24/07/2020

Quantidade:

Descrição: FERTILIZANTE ORGANICO

Produc.: 24/07/20

Nota: É responsabilidade do cliente a descrição da amostra coletada e os resultados se aplicam à amostra conforme recebida.

RESULTADO DOS ENSAIOS

Parâmetros	Resultados	Unidade	L.O.	VR	Método	Ensaio	
N Total	0,1	%	0,0	---	X	IN SDA 37 Cap I, C.1.3	29/07/20
P2O5 Total	N/D	%	0,1	---	X	IN SDA 37 Cap I, C.2.2	29/07/20
K2O Água	<0,1	%	0,1	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.8.2	29/07/20
Ca Total	0,12	%	0,02	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.7.2	29/07/20
Mg Total	0,04	%	0,01	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.7.2	29/07/20
S Total	N/D	%	0,01	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.8	29/07/20
B Total	N/D	%	0,010	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.9	29/07/20
Cl Água	0,26	%	0,10	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.11.1	29/07/20
Co Total	N/D	%	0,001	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.10.2	29/07/20
Cu Total	N/D	%	0,010	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.10.2	29/07/20
Fe Total	N/D	%	0,010	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.10.2	29/07/20
Mn Total	N/D	%	0,010	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.10.2	29/07/20
Mo Total	N/D	%	0,001	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.10.2	29/07/20
Si Total	0,090	%	0,010	---	X	IN SDA 37 Cap I, C.22	29/07/20
Zn Total	<0,010	%	0,010	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.10.2	29/07/20
pH	8,5	---	2 - 12	---	X	IN SDA 37 Cap III, D.2	29/07/20
C Organico Total	N/D	%	0,1	---	X	IN SDA 37 Cap IV, D.16	29/07/20
Acido Fúlvico	N/D	%	0,10	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.14	29/07/20
Acidos Humicos	N/D	%	0,10	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.14	29/07/20
Extrato Humico Total	N/D	%	0,1	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.14	29/07/20
As	<0,05	mg/Kg	0,05	max	20,00	U.S.EPA: 7061-A	29/07/20
Cd	0,14	mg/Kg	0,10	max	3,00	U.S.EPA: 3050-B	29/07/20
Hg	N/D	mg/Kg	0,05	max	1,00	U.S.EPA: 7471-A	29/07/20
Ni	N/D	mg/Kg	0,010	max	70,00	U.S.EPA: 3050-B	29/07/20
Pb	0,93	mg/Kg	0,10	max	150,00	U.S.EPA: 3050-B	29/07/20
Se	N/D	mg/Kg	0,05	max	80,00	U.S.EPA: 7741-A	29/07/20
Coliformes Termotolerantes	N/D	NMP/g de	P/A	max	1000,00	U.S.EPA: part 503	29/07/20
Ovos Viáveis de Helmintos	N/D	Ovos/g de	1,00	max	1,00	U.S.EPA: part 503	29/07/20
Salmonella	N/D	NNP/10 g	1	max	Ausente	U.S.EPA: part 503	29/07/20
Humina	N/D	%	0,1	---	X	MAPA	29/07/20
Cromo Hexa Valente	N/D	mg/kg	0,10	max	2,00	U.S.EPA: 7196-A	29/07/20

1 / 2



RELATÓRIO DE ENSAIOS

RELATÓRIO DE ENSAIO No: 20038037-53

REVISÃO: 1

Cliente: MINAS ORGANIC USINA DE COMPOSTAGEM LTDA - ME
 Endereço: ALAMEDA DAS PALMEIRAS, 308
 Município: BETIM - MG

Solicitante: MINAS ORGANIC USINA DE COMPOSTA
 Telefone: (31) 3531-1826
 Email: contato@minasorganic.com.br

DADOS DA AMOSTRA

Material amostrado: Fertilizantes Código da amostra: 20221353
 Identificação da amostra: AM FO 0007/2020 - EFLUENTE ORGANICO
 Data de entrada no laboratório: 28/07/2020 Data de emissão do relatório: 06/08/2020

INFORMAÇÕES DA AMOSTRAGEM

Data da coleta: 24/07/2020
 Quantidade:
 Descrição: FERTILIZANTE ORGANICO
 Produz: 24/07/20

Nota: É responsabilidade do cliente a descrição da amostra coletada e os resultados se aplicam à amostra conforme recebida.

RESULTADO DOS ENSAIOS

Parâmetros	Resultados	Unidade	L.Q.	VR	Método	Ensaio
------------	------------	---------	------	----	--------	--------

LEGENDA

LQ: Limite de Quantificação
 VR: Valor de referência conforme legislação adequada.
 N/D: Não Detectado
 Para Through teste: POSITIVO = Passa no teste | NEGATIVO = Não passa no teste

REFERÊNCIAS METODOLÓGICAS

OBSERVAÇÕES

Os resultados deste relatório se restringem às amostras ensaiadas. As amostras serão retidas pelo prazo de 60 dias.
 A reprodução do mesmo poderá ser realizada apenas em sua totalidade.

WESLEY RODRIGO DA SILVA
 Gerente de Laboratório CRQ: 02410855

2 / 2

ANTONIO PADUA DE LIMA
 Responsável Técnico CRQ: 04412410

5.5

RUA JOSÉ BONIFÁCIO 1067 - CIDADE JARDIM - 38030-140 - LIBERABA, MG - 034 33143980 - mauricio@cecoletr.com.br - Mapa:MG-00126

ANEXO A2 – Resultados das análises microbiológicas referente ao mês de outubro/2020.



RELATÓRIO DE ENSAIOS

RELATÓRIO DE ENSAIO No: 20040290- 01

REVISÃO: 1

Cliente: MINAS ORGANIC USINA DE COMPOSTAGEM LTDA - ME

Solicitante: MINAS ORGANIC USINA DE COMPOSTA

Endereço: ALAMEDA DAS PALMEIRAS, 308

Telefone: (31) 3531-1825

Município: BETIM - MG

EP - MG 91067-9

Email: contato@minasorganic.com.br

DADOS DA AMOSTRA

Material amostrado: Fertilizantes

Código da amostra: 20230701

Identificação da amostra: AMOSTRA FO 0010/2020

Data de entrada no laboratório: 25/11/2020

Data de emissão do relatório: 04/12/2020

INFORMAÇÕES DA AMOSTRAGEM

Data da coleta: 29/10/2020

Quantidade:

Descrição: CONTAMINANTES MICROBIOLÓGICOS

Produc.: 29/10/20

Nota: É responsabilidade do cliente a descrição da amostra coletada e os resultados se aplicam à amostra conforme recebida.

RESULTADO DOS ENSAIOS

Parâmetros	Resultados	Unidade	L.Q.	VR	Método	Ensaio	
Materia Orgânica	0,6	%	0,1	---	X	IN SDA 37 Cap III, E.13	25/11/20
C Orgânico Total	0,3	%	0,1	---	X	IN SDA 37 Cap IV, D.16	25/11/20
Coliformes Termotolerantes	N/D	NMP/n de	P/A	max	1000,00	U.S.EPA: part 503	25/11/20
Ovos Viáveis de Helmintos	N/D	Ovos/g de	1,00	max	1,00	U.S.EPA: part 503	25/11/20
Salmonella	N/D	NNP/10 g	1	max	Ausente	U.S.EPA: part 503	25/11/20

LEGENDA

LQ: Limite de Quantificação

VR: Valor de referência conforme legislação adequada.

N/D: Não Detectado

Para Through teste: POSITIVO = Passa no teste | NEGATIVO = Não passa no teste

REFERÊNCIAS METODOLÓGICAS

OBSERVAÇÕES

Os resultados deste relatório se restringem às amostras ensaiadas. As amostras serão retidas pelo prazo de 60 dias.
A reprodução do mesmo poderá ser realizada apenas em sua totalidade.

WESLEY RODRIGO DA SILVA
Gerente de Laboratório, CRO: 02410855

1 / 1

ANTONIO PADUA DE LIMA
Responsável Técnico, CRO: 04412410

5.s

RUA JOSÉ BONIFÁCIO 1067 - CIDADE JARDIM - 38030-140 - UBERABA/MG - 03433143980 - wsilva@labfert.agr.br - Mapa-MG-00126