UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ARTES, CIÊNCIAS E HUMANIDADES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE

TATIANE PEREIRA SOUZA

Tratamento do lodo de esgoto por compostagem: uso agrícola do composto e a redução da emissão de gases de efeito estufa

São Paulo
2022

TATIANE PEREIRA SOUZA

Tratamento do lodo de esgoto por compostagem: uso agrícola do composto e a redução da emissão de gases de efeito estufa

Versão corrigida

Dissertação apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências pelo Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade.

Área de Concentração:

Ciência e Tecnologia Ambiental

Orientador:

Prof. Dr. Marcelo Antunes Nolasco

São Paulo

2022

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Escola de Artes, Ciências e Humanidades,
com os dados inseridos pelo(a) autor(a)
Brenda Fontes Malheiros de Castro CRB 8-7012; Sandra Tokarevicz CRB 8-4936

Pereira Souza, Tatiane
Tratamento do lodo de esgoto por compostagem: uso agrícola do composto e a redução da emissão de gases de efeito estufa / Tatiane Pereira Souza; orientador, Marcelo Antunes Nolasco. -- São Paulo, 2022.
118 p: il.

Dissertacao (Mestrado em Ciencias) - Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, 2022.
Versão corrigida

1. Lodo de esgoto. 2. Compostagem. 3. Aterro Sanitário. 4. Mitigação das emissões de gases de efeito estufa. 5. Potencial agronômico. I. Nolasco, Marcelo Antunes, orient. II. Título.

Nome: SOUZA, Tatiane Pereira

Título: Tratamento do lodo de esgoto por compostagem: uso agrícola do composto e a redução da emissão de gases de efeito estufa

Dissertação apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências pelo Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade.

Área de Concentração:

Ciência e Tecnologia Ambiental

Aprovado em: 21 / 03 / 2022

Banca Examinadora

Prof. Dr.	Ednilson Viana	Instituição:	Universidade de São Paulo
Julgamento:	Aprovada		
Prof. Dr.	Giovano Candiani	Instituição:	Universidade Federal de São Paulo
Julgamento:	Aprovada		
Prof. Dr.	André Felipe Simões	Instituição:	Universidade de São Paulo
Julgamento:	Aprovada		

Agradecimentos

Em diversos momentos, ao longo do desenvolvimento da presente Dissertação de mestrado, pude contar com a presença e o apoio de pessoas excepcionais, que sempre me apoiaram e incentivaram na realização dos meus sonhos e que fizeram parte de mais uma etapa na vida acadêmica.

Primeiramente, **a**os meus pais, pelo incentivo contínuo durante todos estes anos, pela oportunidade e suporte financeiro que me deram para estudar em uma das melhores universidades do Brasil.

Às minhas irmãs, Larisse e Amanda e ao meu companheiro Guilherme, pelo apoio emocional e incentivo para nunca desistir.

Ao meu orientador, professor Doutor Marcelo Antunes Nolasco, pelo apoio, pela troca, sugestões e contribuições na pesquisa e pela sua compreensão em diversos momentos.

À minha terapeuta Laura, pelo trabalho contínuo e incansável na busca do meu autoconhecimento, me ajudando em muitos momentos difíceis vivenciados durante o mestrado.

Agradeço a todos os meus colegas e professores do Mestrado em Sustentabilidade da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP), pelo conhecimento compartilhado, pela ajuda no desenvolvimento desta Dissertação e pelos momentos divertidos que juntos vivenciamos.

E por fim, à CAPES. Afinal, o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

SOUZA, Tatiane Pereira. **Tratamento do lodo de esgoto por compostagem:** uso agrícola do composto e a redução da emissão de gases de efeito estufa. 118 páginas. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade – Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022. Versão Corrigida.

A quantidade de emissões antrópicas de gases de efeito estufa (GEE) representa um aspecto importante a ser considerado no escopo da avaliação na seleção da tecnologia mais adequada e sustentável para o tratamento de lodo de esgoto. A disposição de lodo em aterros sanitários é a principal via da geração do metano (CH_4, um importante GEE), devido à degradação da matéria orgânica em ambiente anaeróbio. Considerando a premente necessidade de mitigação das mudanças climáticas (e de seu mais proeminente fenômeno precursor, o aquecimento global, os melhores cenários de abatimento de GEE têm sido aqueles relacionados ao tratamento aeróbio, tal como a compostagem e ao tratamento anaeróbio quando a recuperação de metano ocorre. A compostagem como alternativa ao tratamento de lodo de esgoto tem ganhado espaço por ser uma tecnologia de custo baixo e com potencial de resultar em um composto estabilizado para uso na agricultura. Em adição, a compostagem apresenta o potencial de mitigação do aquecimento global, seja pelo tratamento ou quando o composto é aplicado no solo. Nesse sentido, este estudo objetivou quantificar a mitigação das emissões de GEE associáveis à transformação do lodo de uma estação de tratamento de esgoto em composto orgânico; neste contexto, também se avaliou, por meio de laudos, o potencial agronômico do composto orgânico. O potencial agronômico do composto orgânico se deu pela caracterização de 4 amostras do composto produzido no ano de 2020. Para estimar as emissões de metano provenientes da decomposição do lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto de Jundiaí (ETEJ) em aterros sanitários utilizou-se a metodologia, publicada em 2006, pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), e com base na quantificação do Decaimento de Primeira Ordem. A estimativa de emissões de metano e óxido nitroso associáveis ao processo de compostagem foi baseada nas equações para tratamentos biológicos inerentes à citada metodologia do IPCC. O composto produzido apresentou alto grau de estabilização e maturação podendo ser aplicado em culturas como soja, café, cana-de-açúcar e tomate. Os valores das concentrações de contaminantes inorgânicos e patogênicos no composto de lodo de esgoto ficaram dentro dos limites estabelecidos pela Instrução Normativa 07/2016, e com a Resolução CONAMA 498/2020. Os cálculos indicam que a compostagem evitou a

emissão, à atmosfera, de 25.792,909 toneladas de CO_2e, o que significa uma redução de 45,5% em relação às emissões de CO_2e que seriam geradas caso o lodo de esgoto fosse destinado ao aterro sanitário no período de 2015 a 2020.

Palavras-chave: Lodo de esgoto. Compostagem. Aterro Sanitário. Mitigação das emissões de gases de efeito estufa. Potencial agronômico.

ABSTRACT

SOUZA, Tatiane Pereira. **Treatment of sewage sludge by composting:** agricultural use of the compost and reduction of greenhouse gas emissions. 118 pages. Dissertation (Master in Sustainability – School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo, São Paulo, 2022. Corrected Version.

The amount of anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions represents an important aspect to be considered in the scope of the evaluation in the selection of the most adequate and sustainable technology for the treatment of sewage sludge. The disposal of sludge in sanitary landfills is the main way of generating methane (CH_4, an important GHG), due to the degradation of organic matter in an anaerobic environment. Considering the pressing need to mitigate climate change (and its most prominent precursor phenomenon, global warming, the best GHG abatement scenarios have been those related to aerobic treatment, such as composting and anaerobic treatment when methane recovery Composting as an alternative to sewage sludge treatment has gained space as it is a low-cost technology with the potential to result in a stabilized compost for use in agriculture. In addition, composting has the potential to mitigate global warming, either by treatment or when the compost is applied to the soil. In this sense, this study aimed to quantify the mitigation of GHG emissions associated with the transformation of sludge from a sewage treatment plant into organic compost. of reports, the agronomic potential of the organic compost. by the characterization of 4 samples of the compost produced in the year 2020. To estimate the methane emissions from the decomposition of sewage sludge from the Jundiaí Sewage Treatment Station (ETEJ) in sanitary landfills, the methodology, published in 2006, was used, by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), and based on the quantification of First Order Decay. The estimation of methane and nitrous oxide emissions associated with the composting process was based on the equations for biological treatments inherent to the aforementioned IPCC methodology. The compost produced showed a high degree of stabilization and maturation and can be applied in crops such as soybeans, coffee, sugar cane and tomato. The values of the concentrations of inorganic and pathogenic contaminants in the sewage sludge compost were within the limits established by Normative Instruction 07/2016, and with CONAMA Resolution 498/2020. Calculations indicate that composting avoided the emission of 25,792,909 tons of CO_2e into the atmosphere,

which means a reduction of 45,5% in relation to CO_2e emissions that would be generated if the sewage sludge was sent to the sanitary landfill. in the period from 2015 to 2020.

Keywords: Sewage sludge. Compost. Sanitary Landfill. Mitigation of greenhouse gas emissions. Agronomic potential.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Série histórica de estimativas de emissões setoriais em CO_2e.....22
Figura 2 - Estimativas de emissões em CO_2 eq do setor de Resíduos de 1990 a 2019. 23
Figura 3 - Disposição de lodo de esgoto do tratamento de águas residuárias urbanas - Classificadas por método de disposição 37
Figura 4 - Número de municípios por região em relação a existência de tratamento do lodo, IBGE 2017.....39
Figura 5 - Destino do lodo gerado nas ETEs, IBGE 2017 40
Figura 6 -Comportamento da temperatura e a presença da comunidade microbiana em relação as fases do processo de compostagem.....45
Figura 7- Degradação da matéria orgânica e a emissão de CO_2. 53
Figura 8 – Vias metabólicas do metano.....54
Figura 9 - Transformação em metano por metanógenos 55
Figura 10 - Vias metabólicas do óxido nitroso (N_2O).....56
Figura 11 - Estação de Tratamento de Esgoto de Jundiaí.....59
Figura 12 - Fluxograma do tratamento de esgoto ETEJ.....60
Figura 13 - Estrutura da Planta de Compostagem 61
Figura 14 - Fluxograma do processo de compostagem de lodo de esgoto. 63
Figura 15 – Sistema avaliado no estudo 66
Figura 16 - Quantidade de resíduos em toneladas enviados à compostagem em 2020.....75
Figura 17 - Conteúdo de macronutrientes encontrado no composto orgânico em relação às demandas das culturas de soja, café, laranja e cana de açúcar 78
Figura 18 - Emissões de metano no aterro sanitário - Linha de base 85
Figura 19 - Emissões de metano e óxido nitroso em toneladas de CO_2equivalentes da atividade microbiana no ano de 2020 88
Figura 20 - Emissões de metano e óxido nitroso do lodo de esgoto para os anos 2015 a 2020 89
Figura 21 - Emissões evitadas com a prática de compostagem.....91

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Potencial de Aquecimento Global dos Gases de Efeito Estufa - GWP 21
Tabela 2 - Índices de cobertura de esgotos no Brasil em 2018 26
Tabela 3 - População urbana atendida com coleta e tratamento de esgoto em 2018. 26
Tabela 4 - Características do lodo produzido em relação ao tipo de Tratamento de Esgoto empregado em ETE. 29
Tabela 5 – Caracterização química do lodo de esgoto 31
Tabela 6 - Concentrações de contaminantes patogênicos em esgotos sanitários. 33
Tabela 7 - Características dos resíduos estruturantes utilizados na compostagem de lodo de esgoto 49
Tabela 8 - Características do processo de compostagem e aterros sanitários 50
Tabela 9 - Características dos macronutrientes presentes no composto de lodo de esgoto 51
Tabela 10 - Caracterização química e microbiológica de composto de lodo de esgoto 52
Tabela 11 - Macronutrientes exigidos e produção esperada por 1 ha de cultivo 65
Tabela 12 - Quantidade lodo de esgoto compostados na empresa de compostagem 66
Tabela 13 - Fatores aplicados as Equações 1 e 2. 67
Tabela 14 – Parâmetros inseridos no modelo matemático do Decaimento de Primeira Ordem 70
Tabela 15 - Características físico-químicas do composto orgânico (base seca) produzido na empresa de compostagem e os limites estabelecidos pela IN 61 de 2020 do MAPA. 76
Tabela 16 - Concentração de metais no composto orgânico em comparação com a legislação brasileira e internacional 80
Tabela 17 - Concentração de microrganismos patogênicos em composto orgânico de lodo de esgoto em comparação com a legislação brasileira 82

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1- Emissão de metano da compostagem de lodo de esgoto

Equação 2 - Emissão de óxido nitroso da compostagem de lodo de esgoto

Equação 3 - Emissão de metano da disposição de lodo de esgoto no aterro sanitário

Equação - Massa de DOC depositada

Equação 5 - DOC acumulada no aterro no final do ano T

Equação 6 - DOCm decomposto no aterro no final do ano

Equação 7 - Metano gerado pela disposição de lodo de esgoto

Equação 8 - Reduções em CO_2eq com a prática de compostagem aplicada ao lodo de esgoto

LISTAS DE QUADROS

Quadro 1 - Etapas do tratamento de lodo e as tecnologias existentes. 36
Quadro 2 - Classificação dos Fertilizantes Orgânicos 42
Quadro 3 - Características dos métodos de compostagem 48
Quadro 4 - Resíduos Orgânicos Urbanos na Compostagem de lodo de esgoto. 62
Quadro 5 - Emissões de CH_4 para o lodo de esgoto no aterro sanitário 84
Quadro 6 - Estimativas de Emissões de GEE do sistema de Compostagem de lodo de esgoto 87
Quadro 7 - Emissões de metano e óxido nitroso do lodo de esgoto na compostagem 88

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

As	Arsênio
°C	Grau Celsius
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
Cd	Cádmio
C/N	Relação de Carbono e Nitrogênio
CH_4	Metano
CO_2	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DOC	Degradable Organic Carbon
DOCm	Accumulated Degradable Organic Carbon
DDOCm	Decomposed Degradable Organic Carbon Accumulated
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Eq.	Equivalentes
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EU	União Europeia
FOD	*First Order Decay*
G	Gramas
gC	Gramas de Carbono
GEE	Gases de Efeito Estufa
Gt	Giga toneladas
Hg	Mercúrio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IN	Instrução Normativa
INCT	Institutos Nacionais de Ciência e Tecnologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	*Intergovernmental Panel on Climate Change*
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MCTI	Ministério de Ciência, Tecnologia, Inovação
MDL	Mecanismo do Desenvolvimento Limpo

Mg	Megagrama
Mt	Megatoneladas
N	Nitrogênio
N_2O	Óxido Nitroso
NDC	*Nationally Determined Contribution*
NH_2OH	Hidroxolamina
NH_4	Amônio
NO_2^-	Nitrito
NO_3	Nitrato
NOH	Hidroxila
P	Fósforo
GWP	Potencial de Aquecimento Global
Pb	Chumbo
PIB	Produto Interno Bruto
PNMC	Política Nacional sobre Mudança do Clima
PNRS	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Estado do Paraná
SEEG	Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa
SNIS	Sistema de Nacional de Informação sobre Saneamento
Se	Selênio
ton	Toneladas
UASB	*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*
UNFCCC	*United Nations Framework Convention on Climate Change*
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 15
1.1 OBJETIVO GERAL 16
1.1.1 Objetivos Específicos 16
1.2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO 17
2 REVISÃO DA LITERATURA 17
2.1 MUDANÇAS CLIMÁTICAS 17
2.1.1 Emissões de gases de efeito estufa no setor de resíduos no Brasil 21
2.2 SITUAÇÃO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO BRASIL 25
2.3 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO – ETE 28
2.4 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ESGOTO 30
2.5 GESTÃO DO LODO DE ESGOTO 33
2.5.1 Tratamento do lodo de esgoto 34
2.5.2 Disposição final do lodo de esgoto 36
2.6 COMPOSTAGEM 43
2.6.1 Composto de lodo de esgoto 51
2.6.2 Emissões de gases de efeito estufa da degradação direta da matéria orgânica no processo de Compostagem 53
3 MATERIAL E MÉTODOS 58
3.1 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE JUNDIAÍ 58
3.1.1 Estrutura da unidade de Compostagem de lodo de esgoto 60
3.1.2 Tratamento do lodo de esgoto por Compostagem Termofílica 62
3.2 CARACTERIZAÇÃO DO COMPOSTO ORGÂNICO FINAL 64
3.3 ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA DA COMPOSTAGEM DO LODO DE ESGOTO 65
3.3.1 Cálculo das emissões de metano do Aterro Sanitário de Caieiras – Linha de Base 68
3.3.2 Emissões evitadas com a prática de compostagem do lodo de esgoto 74
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 75
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO COMPOSTO FINAL 75
4.1.1 Potencial Agronômico 76
4.1.2 Contaminantes – Metais pesados 80
4.1.3 Microrganismos patogênicos 82
4.2 ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA DO ATERRO SANITÁRIO – CENÁRIO BASE 83

4.3 ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA DO SISTEMA DE COMPOSTAGEM 86
4.4 EMISSÕES EVITADAS COM A PRÁTICA DA COMPOSTAGEM 90
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES 93
REFERÊNCIAS 95
APÊNDICE 110
APÊNDICE I: Cálculo da média e desvio padrão dos metais presente nas 4 amostras do composto orgânico no ano de 2020. 110
APÊNDICE II: Cálculo da média e desvio padrão dos macronutrientes presente nas 4 amostras do composto orgânico no ano de 2020. 111
APÊNDICE III: Cálculo das emissões de metano para o lodo de esgoto no Aterro Sanitário 112
APÊNDICE IV: Cálculo das emissões de metano e óxido nitroso para o lodo de esgoto no processo de compostagem no período de 2015 a 2020. 113
APÊNDICE V: Cálculo das emissões de metano e óxido nitroso da compostagem para o lodo de esgoto, madeira e restos de alimentos 114

1 INTRODUÇÃO

A universalização do esgotamento sanitário contribui, amplamente para o aumento da geração do lodo, subproduto do tratamento de esgoto, que apresenta potencial poluidor e tóxico para o ambiente e a saúde dos seres humanos (VON SPERLING, 2005). Dessa forma, para além do tratamento de esgoto é necessário realizar o gerenciamento adequado do lodo produzido, seja para um aterro sanitário ou para uso benéfico[1].

O gerenciamento do lodo de esgoto representa custos consideráveis no contexto da operação das estações de tratamento de esgoto, podendo ultrapassar 40% de toda a operação do tratamento (LINDTNER; SCHAAR; KROISS, 2008; HASLINGER; KRAMPE; LINDTNER, 2016) sendo o transporte e a disposição final do lodo os mais significativos (BATSTONE; JENSEN; GE, 2011). A composição do lodo de esgoto apresenta enorme variedade de elementos, sendo que parte destes são nutrientes de interesse agronômico. Quando devidamente processado com a estabilização da matéria orgânica e higienizado, para inativação ou eliminação de patógenos, transforma-se em um fertilizante orgânico poderoso para o uso agrícola (ZHOU et al., 2020).

A prática de reciclar lodo é economicamente viável e ambientalmente sustentável se comparado com a disposição final em aterros sanitários ou controlados. Isso porque o aterro está relacionado a inúmeros impactos socioambientais negativos, que incluem grandes áreas próximas as cidades, odores, emissões gasosas, com o potencial de contaminação das águas e solos devido a produção de lixiviados quando são mal gerenciados (KACPRZAK *et al*., 2017). Os lixiviados produzidos em aterros sanitários são carregados com todo aporte de contaminantes, que inclui metais pesados, hidrocarbonetos, nitrogênio amoniacal em elevada concentração, que fortemente causa a contaminação de solos, águas superficiais e subterrâneas (CANO *et al.*, 2017).

A quantidade de emissões de gases de efeito estufa é um aspecto importante e que deve ser considerado no escopo de avaliação devido às mudanças climáticas na seleção da tecnologia (ou solução) mais adequada e sustentável do tratamento de lodo de esgoto. Os melhores cenários na mitigação das emissões de gases de efeito estufa têm sido aqueles relacionados ao tratamento aeróbios como a compostagem e o anaeróbio com recuperação de metano

[1] Uso benéfico: Diferentes rotas de aproveitamento do lodo de esgoto que podem incluir a recuperação de nutrientes, aplicação em terras agrícolas, recuperação de energia, uso como uma fonte de combustível, uso na construção civil e na indústria como matéria-prima.

(BARTON; ISSAIAS; STENTIFORD, 2008). Segundo o SEEG (2020), a compostagem com recuperação da fração orgânica evita emissões em uma proporção de 3kg de CH_4/t, enquanto a digestão anaeróbia evita 2,3kg de CH_4/t de resíduos.

A compostagem como alternativa ao tratamento de lodo de esgoto tem ganhado espaço por ser uma tecnologia de custo baixo e com potencial de resultar em um composto estabilizado com uso na agricultura. Nesse aspecto, são inúmeros os benefícios da aplicação do composto no solo, como a introdução de matéria orgânica e nutrientes no solo, melhora o desenvolvimento das culturas vegetais (PANE *et al*., 2016; PERSIANI *et al*., 2019; RIBEIRO, 2018), e ainda pode induzir a supressividade dos solos aos fitopatógenos (BETTIOL; SANTOS, 2001).

As contribuições ambientais da compostagem vão além do uso agrícola do composto produzido, mas também pode ser uma alternativa na mitigação do potencial de aquecimento global e evita emissões com a aplicação do composto no solo, pois o carbono permanece preso no solo (SÁNCHEZ *et al*., 2015).

O tratamento empregado para o lodo de esgoto pode influenciar em maior ou menor emissão de gases de efeito estufa, e nesse sentido o presente estudo visa responder as seguintes questões (1) Quais as contribuições da compostagem, enquanto alternativa ao tratamento do lodo de esgoto, para a redução das emissões de gases de efeito estufa da disposição final do lodo; (2) Qual a qualidade agronômica e ambiental do composto orgânico produzido?

1.1 OBJETIVO GERAL

Quantificar a mitigação das emissões de GEE associáveis à transformação do lodo de esgoto em composto orgânico a partir da compostagem termofílica, e também avaliar, por meio de laudos, o potencial agronômico do composto orgânico.

1.1.1 Objetivos Específicos

- Estimar o potencial agronômico do composto orgânico produzido na compostagem e para as culturas de soja, café, laranja e cana de açúcar.
- Quantificar as emissões de CH_4 e N_2O geradas no processo de compostagem do lodo de esgoto.
- Quantificar as emissões de CH_4 geradas com o envio do lodo de esgoto para o aterro sanitário;

- Estimar as emissões de CO_2 equivalentes evitadas com a prática de compostagem do lodo de esgoto, comparativamente com a destinação final em aterro sanitário.

1.2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A dissertação está estruturada em cinco capítulos, cujos conteúdos são descritos a seguir.

O capítulo 1 é destinado a introdução em que é apresentada a problemática que envolve o gerenciamento do lodo produzido nos sistemas de tratamento de esgoto, a justificativa para o desenvolvimento da pesquisa, bem como os objetivos, gerais e os específicos.

O capítulo 2 apresenta-se as bases teóricas das Mudanças Climáticas aplicadas ao gerenciamento do lodo de esgoto, no aspecto das emissões de gases de efeito estufa, caracterização e gestão do lodo de esgoto, a prática de compostagem e sua relação com as emissões de gases de efeito estufa, além das alternativas de valorização desse resíduo.

O Capítulo 3 é destinado à metodologia em que são descritas as ferramentas metodológicas utilizadas para o desenvolvimento da pesquisa, com a descrição do escopo da pesquisa, a fonte dos dados primários e secundários, além das equações para o cálculo das emissões de CH_4 e N_2O do sistema de compostagem do lodo de esgoto, bem como da destinação em aterro sanitário.

O capítulo 4 apresenta os resultados e a discussão da pesquisa. São traçadas as relações entre a caracterização do composto orgânico produzido e seu potencial agronômico para as culturas de soja, café, laranja e cana de açúcar. Também é discutido as emissões geradas na compostagem e no aterro sanitário com o envio de uma tonelada de resíduos, e de que forma a compostagem como alternativa ao tratamento do lodo de esgoto pode contribuir com a mitigação do aquecimento global.

Capítulo 5: contém as considerações finais e principais conclusões.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 MUDANÇAS CLIMÁTICAS

A energia solar que chega na atmosfera terrestre pode ser absorvida, refletida ou espalhada de volta para a Terra por diferentes forçantes climáticas, por exemplo as nuvens,

superfície e ou mesmo por gases atmosféricos, que são redistribuídos pela circulação oceânica e atmosférica. O balanço da radiação solar permite o sistema climático permanecer em equilíbrio, visto que, a quantidade de radiação solar incidente absorvida é igual ao total de radiação de onda longa que retorna para o espaço. As principais forçantes climáticas responsáveis pela absorção, são o ozônio na faixa ultravioleta, o vapor de água, no infravermelho, e o CO_2 em menor contribuição (BARBOSA, 2014).

O aquecimento da superfície terrestre se dá pela presença de gases na atmosfera que absorvem a radiação infravermelha, funcionando como uma estufa para o planeta, pois permite a entrada da radiação solar, e evita a perda de radiação infravermelha, emitida pela Terra. Esse mecanismo é um fator primordial na existência e manutenção de vida na Terra e é chamado de efeito estufa natural. (BARBOSA, 2014). Qualquer alteração nesse balanço energético pode alterar o sistema climático, provocando aumento de temperaturas atmosféricas e oceânicas, circulação atmosférica, bem como, alterações no regime de precipitações e evaporação (MARENGO, 2007).

Acontece que, atualmente a influência humana no sistema climático é clara, e tem levado o aumento nas concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera sem precedentes ao longo de décadas (IPCC, 2021). As reconstruções da temperatura ao longo dos anos demonstraram que as forçantes naturais não podem isoladamente explicar as mudanças do clima ocorridas nos últimos 100 anos, considerando os registros paleoclimáticos (MARENGO, 2007).

As evidencias da influência humana sob o aquecimento global aumentaram a partir das atividades desenvolvidas pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* – IPCC, que reúne diversos estudos e utilizam de modelos matemáticos para estimar e projetar os riscos para o sistema climático. Desde a era pré-industrial, as emissões antrópicas cumulativas de CO_2 para a atmosfera foram de 2.040 ± 310 Gt CO_2, metade dessas emissões de CO_2 ocorreram nos últimos 40 anos (IPCC, 2014), provenientes em sua maioria, da combustão de combustíveis fósseis e dos processos industriais decorrentes do crescimento populacional e econômico.

Estimativas para a temperatura média global da superfície terrestre para o período 2001 a 2020, foi 0,99°C, mais alta que a média registrada no período de 1850 a 1900 (IPCC, 2021) e o aquecimento global antrópico estimado por década, vem aumentando em 0,2°C, em consequência das emissões passadas e atuais. As projeções realizadas pelo IPCC (2021), demonstram uma situação preocupante, o alcance de temperaturas de 1,5°C e 2ºC será excedido nas próximas décadas, caso não haja reduções significativas de gases de efeito estufa. Atualmente as médias anuais alcançaram 410 partes por milhão (ppm) de dióxido de carbono,

1866 partes por bilhão (ppb) para metano e 332 ppb para óxido nitroso em 2019, uma tendencia de aumento de GEE na atmosfera, desde as medições relatadas no AR5 (IPCC, 2021).

As emissões contínuas de gases de efeito estufa tem efeito direto no aquecimento do sistema terrestre com potencial de gerar impactos graves e irreversíveis para a vida humana e os ecossistemas (INPE, 2019).

O aumento da temperatura para 2°C pode ameaçar a distribuição geográfica atual de 9% das espécies de peixes de água doce, e 4% se o aquecimento se limitar a 1,5°C (BARBAROSSA *et al*., 2021). Segundo Abirami et al. (2021), já é possível observar alteração na distribuição das comunidades fitoplanctons em todo o planeta, gerando mudanças na produção primária do oceano. As consequências das mudanças climáticas não se limitam a perdas de biodiversidade, há projeções para o aumento da desertificação (MA *et al*., 2021), aumento do conteúdo de calor do oceano superior (700m), aumento no nível do mar, acidificação dos oceanos, mudanças já vistas desde décadas passadas (IPCC, 2014).

Reduzir as emissões de gases de efeito estufa é essencial para limitar os riscos às mudanças climáticas e deve ser sustentada por reduções substanciadas e de estratégias de mitigação e adaptação, de modo a construir um caminho para o desenvolvimento sustentável (IPCC, 2021). Nesse sentido, o reconhecimento da necessidade de um futuro mais seguro levou a consolidação de tratados ambientais multilaterais importantes na história, mesmo com poucas evidencias científicas do período.

A Convenção-Quadro da Nações Unidas sobre Mudança Climática se inseriu nesse contexto, e foi o primeiro acordo ambiental internacional estabelecido pelas Nações Unidas, em vigor desde 1984, que prevê a redução de emissões de gases de efeito estufa a um nível que os ecossistemas, em um período suficiente de tempo, sejam capazes de adaptarem naturalmente às mudanças climáticas, para permitir o desenvolvimento sustentável do sistema econômico (UNFCCC, 1994).

Nesse primeiro momento, a Convenção-Quadro permitiu mapear o caminho para atingir o equilíbrio, mas só foi operacionalizado com a adoção do acordo do Protocolo de Quioto em 1997, na Convenção das Partes no Japão (UNFCCC, 1994; 1997). O Protocolo de Quioto entrou em vigor em 2005, e estabeleceu metas obrigatórias e individuais de redução de emissões para 37 países industrializados, em transição e a União Europeia, e permitiu a participação de países em desenvolvimento como o Brasil, a partir dos mecanismos flexíveis, baseado no mercado de carbono, como o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL).

A participação do Brasil nesse mercado de carbono, a partir de projetos desenvolvidos por países industrializados, resultou em 342 registros de projetos, ocupando o terceiro lugar, atrás da China com 3.764 e da Índia com 1.598 (MCTIC, 2017). Os projetos brasileiros implementados são de variados tipos, como usina eólica, pequenas centrais hidrelétricas, aterros sanitários, tratamento de dejetos, produção de energia através do uso de biomassa, reflorestamento e florestamento, e juntos são responsáveis por uma redução estimada em 375 milhões de toneladas de CO_2 eq para o primeiro período de obtenção de créditos (MCTIC, 2017).

A Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), estabelecida em 2009, previa reduções de 36,1% a 38,9% até 2020 em comparação com um cenário em que não houvesse ações desenvolvidas, ou seja um cenário tendencial. A construção desse cenário tendencial foi baseada em premissas irreais e super infladas, com PIB a 5% ao ano até 2020 e a utilização de combustíveis fósseis para atender toda a demanda adicional de energia. Mesmo com as projeções infladas, o Brasil não conseguiu cumprir com a meta do desmatamento, indo na contramão da política com um aumento em quase um terço desde 2010 de suas emissões (SEEG, 2020).

No âmbito internacional, atualmente o Brasil participa do Acordo de Paris, um tratado sobre mudanças climáticas que requer transformação econômica e social com ações climáticas cada vez mais ambiciosas, visando “limitar o aquecimento global abaixo de 2°C, de preferência a 1,5°C, em comparação com os níveis pré-industriais” (UNFCCC, 2018). Sob a égide do Acordo de Paris, o Brasil se comprometeu a reduzir suas emissões líquidas em 37% até 2025 e 43% das emissões de GEE em 2030, comparando ao ano base de 2005 (UNFCCC, 2020). Nesse momento, para o cumprimento das metas em 2025, o Brasil precisaria reduzir em 17% as emissões líquidas, no entanto, as emissões desde 2015, ano em que o acordo foi firmado, vem aumentando, colocando em risco o cumprimento das obrigações estabelecidas na NDC (Contribuição Nacionalmente Determinada) (SEEG, 2020).

Além disso, segundo Mendes (2020), a última NDC se apresenta com metas menos ambiciosas e com ausência de um sistema de monitoramento agregado da implementação de políticas, ações e medidas, que ainda ocorre de forma pontual por cada setor, e com metodologias de cálculo divergentes e poucos transparentes. Sendo assim, para o atendimento as metas propostas, será necessário agregar as fontes de dados e monitorar as ações desenvolvidas (MENDES, 2020), reestruturar as políticas, regulações e os instrumentos que conduziriam ao cumprimento da NDC (SEEG, 2020), bem como incorporar ações de mitigação

e adaptação para os setores econômicos e contemplar mecanismos de financiamento, transferência e incremento de tecnologias entre países desenvolvidos e em desenvolvimentos (FIESP, 2017).

Nesse contexto de mecanismos regulatórios de mercado de carbono, a última Conferência das Nações Unidas (COP26), realizada em Glasgow no ano de 2021, propõe o Mecanismo de Desenvolvimento Sustentável, como medida de substituição ao Protocolo de Quioto, e que incentiva a participação do setor privado, adota abordagens cooperativas e não comerciais, e visa trazer mais transparências na contabilidade de transferências de reduções e um maior engajamento pelos participantes na agenda de mudanças climáticas.

2.1.1 Emissões de gases de efeito estufa no setor de resíduos no Brasil

Os principais gases de efeito estufa associado ao aquecimento global são aqueles regidos pelo Protocolo de Quioto, são eles: (i) dióxido de carbono, o GEE mais abundante na atmosfera, que é resultado da queima de combustíveis fosseis, queimadas, desmatamentos e de diversas atividades econômicas, como, emissões das indústrias, usinas termoelétricas; (ii) o metano produzido na decomposição anaeróbia da matéria orgânica; (iii) o óxido nitroso em que suas emissões decorrem de processos incompletos de nitrificação e pelo uso de fertilizantes (INPE, 2019).

Em inventários nacionais esses gases são ponderados através do Potencial de Aquecimento Global (sigla em inglês GWP), uma medida relativa que é empregada e permite comparações dos impactos do aquecimento global de diferentes gases. Quantifica as emissões de 1 tonelada de um gás qualquer que será absorvido em relação às emissões de 1 tonelada de dióxido de carbono (CO $_2$e). A Tabela 1, a seguir, apresenta os gases e seus respectivos GWP, conforme o IPCC (2014)

Tabela 1 - Potencial de Aquecimento Global dos Gases de Efeito Estufa - GWP

Gás	GWP
Dióxido de carbono (CO_2)	1
Metano (CH_4)	25
Óxido nitroso (N_2O)	298

Fonte: IPCC, 2014.

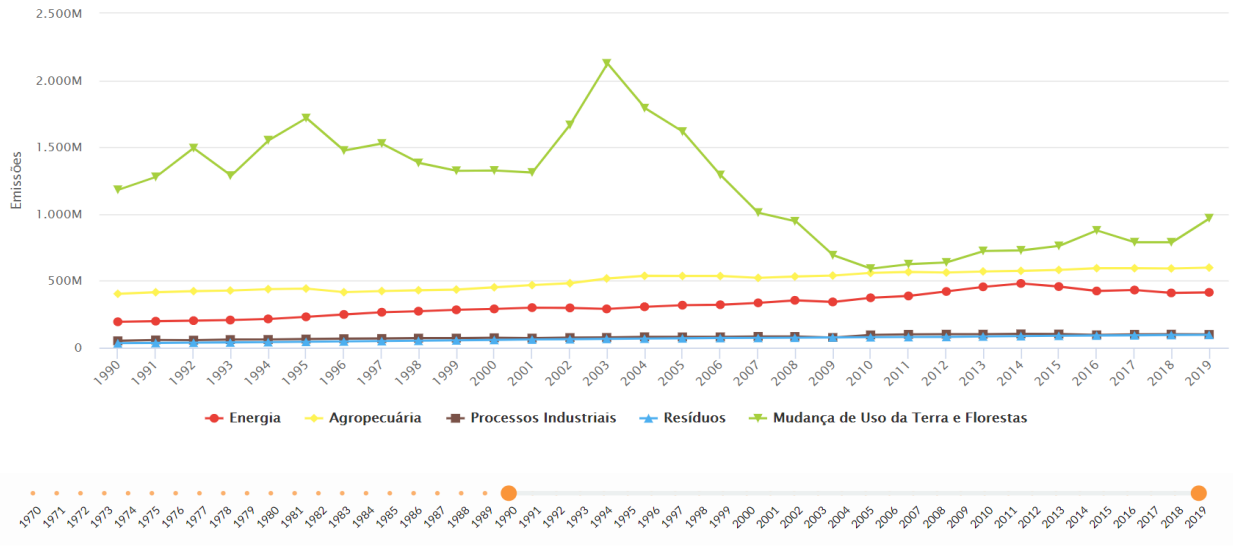
No Brasil as emissões de gases de efeito estufa apresentam tendência de aumento desde o ano de 2012, com um crescimento no ano de 2019 em cerca de 9,6 % das emissões brutas de

gases de efeito estufa. Esse crescimento está atrelado principalmente ao aumento do desmatamento em especial na Amazônia, e a expansão do rebanho bovino (SEEG, 2020).

As principais emissões são provenientes da mudança de uso da terra com 44% do total, seguida do setor da agropecuária com 28% e a energia com 19% das emissões totais. Embora o setor de resíduos não seja o maior contribuinte das emissões de gases de efeito estufa, o setor em 2019 representou 5% do total de emissões brasileiras (SEEG, 2020). As emissões desse setor compreendem as emissões pela disposição e tratamento de resíduos sólidos e líquidos, e segundo a metodologia do IPCC (2006), incluem as atividades de disposição de resíduos, tratamento biológico, o tratamento e despejo de águas residuárias, incineração e queima de resíduos a céu aberto, contemplando as emissões de CH_4, N_2O e CO_2.

A Figura 1, a seguir, apresenta a série histórica de emissões por setores:

Figura 1 - Série histórica de estimativas de emissões setoriais em CO_2e



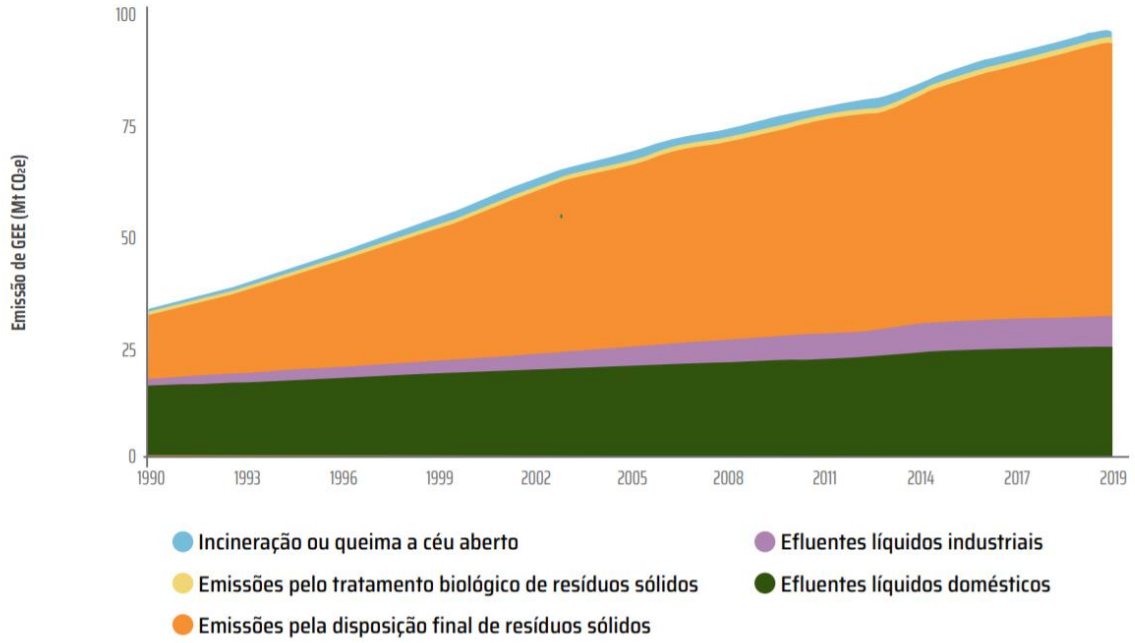
Fonte: Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa - SEEG, 2020

Em 2019, o setor contribuiu com a emissão de cerca de 96 milhões de toneladas de CO_2 e, um aumento de 1,3% em relação ao ano de 2018 e 23% a mais considerando o ano de 2010. A Figura 2, apresenta a série histórica de emissões por subsetor em Mt CO_2 eq.

A disposição de resíduos teve a maior contribuição das emissões de CO_2 eq, com 65% em relação a todo o setor. O aumento das emissões ao longo da série histórica é devido ao crescimento populacional e uma expansão no atendimento a coleta de resíduos e envio para os aterros sanitários (MCTIC, 2020). As emissões são predominantemente de metano (95,2%) provenientes da decomposição da matéria orgânica no local de disposição e tratamento de

resíduos sólidos e efluentes líquidos, mas também emissões de dióxido de carbono (CO_2) e o óxido nitroso (N_2O) (MCTIC, 2017).

Figura 2 - Estimativas de emissões em CO_2 eq do setor de Resíduos de 1990 a 2019.



Fonte: SEEG, 2020

Segundo o IPCC (2007), os aterros sanitários são responsáveis pela emissão de 10 a 20% de metano das atividades antropogênicas. Em 2019, as emissões de aterros sanitários foram mais representativas (57%) que as emissões provenientes da disposição inadequadas de resíduos (SEEG, 2020). Contudo, pode ser considerada uma via de mitigação na emissão de gases de efeito estufa quando ocorre a recuperação do metano gerado nos processos de tratamento anaeróbio (BARTON; ISSAIAS; STENTIFORD, 2008).

Sob a égide do Protocolo de Quioto, o Brasil alcançou uma redução de 7,3% do total de emissões da disposição de resíduos, desde a implementação do primeiro projeto em 2003, por meio de projetos em aterros sanitários que visavam a recuperação e queima de gases. (MCTI, 2020). Atualmente existem 52 projetos com recuperação de biogás de metano e uma redução estimada em mais de 117 milhões de toneladas de CO_2 eq, seja por meio da queima ou do aproveitamento energético do biogás (SEEG, 2021).

Em uma projeção simplista, mantendo a taxa de envio de resíduos aos aterros sanitários e a recuperação de metano, o Sistema de Estimativas de Emissões de GEE - SEEG (2020), estimou um acréscimo anual de 10 a 20 milhões de toneladas de CO_2eq quando a etapa de valorização do resíduo coletado não é contemplada, reforçando a necessidade de priorizar uma gestão sustentável baseada na redução de geração de resíduos e em rotas de valorização.

A participação do Brasil no MDS regido pelo Acordo de Paris, em substituição ao MDL do Protocolo de Quioto, tem o potencial de estender o número de projetos a outras unidades, já que o Brasil possui 652 aterros sanitários e ainda uma quantidade significativa de lixões e aterro controlado, 1.545 e 617, respectivamente, em funcionamento (SNIS, 2021).

A compostagem como tratamento biológico de resíduos sólidos apresenta o potencial de mitigação das emissões de gases de efeito estufa, pois o principal produto da decomposição da matéria orgânica em ambiente aeróbio é o gás carbônico, ao contrário do que o ocorre em aterro sanitário (BONG et al., 2017). Além disso, as emissões podem ser reduzidas com a aplicação do composto produzido no solo (BARTON; ISSAIAS; STENTIFORD, 2008; WEI *et al*., 2020).

O composto, possibilita a assimilação de carbono no solo (BOLDRIN *et al*., 2009), e é visto como um sumidouro de CO_2 da atmosfera, sendo creditado como emissões evitadas no pós tratamento do resíduo (BONG *et al*., 2017; FAVOINO; HOGG, 2008). Além de evitar o uso de fertilizantes minerais que são grandes geradores de emissões de gases de efeito estufa pela extração de matéria-prima e durante seu processo produtivo, pode reduzir o agravante do esgotamento das reservas mais acessíveis de rochas fosfáticas (REIJNDERS, 2014; DESMIDT *et al*., 2015). Segundo projeções da Fundação Ellen MacArthur (2019), o gerenciamento dos resíduos orgânicos visando a recuperação do material orgânico no Município de São Francisco, EUA tem o potencial de reduzir 300 milhões de toneladas de CO_2 por ano.

No Brasil, essa alternativa de tratamento tem ganhado força pelo aumento de resíduos sólidos urbanos enviados a plantas de compostagem e já incidiu em um acréscimo de 32% de emissões se comparado com o ano de 2010 (MCTIC, 2020). Em 2019, a compostagem representou cerca de 0,52 $MtCO_2$ eq, uma participação pouca significativa em relação ao total das emissões do setor de resíduos. Segundo o SEEG (2020), a compostagem com recuperação da fração orgânica evita emissões em uma proporção de 3kg de CH_4/t, enquanto a digestão anaeróbia evita 2,3kg de CH_4/t de resíduos.

Os processos térmicos controlados ainda são rotas pouco utilizadas no Brasil, sendo a incineração utilizada mais significativamente para os resíduos dos serviços de saúde, que devem

ter um tratamento e disposição adequada, conforme a legislação nacional demanda. Em 2019 essa prática foi responsável pela emissão de 2Mt CO_2 eq e representa 2% do total do setor de resíduos (SEEG, 2020). Com relação a queima de resíduos a céu aberto, uma prática bastante utilizada em cidades que não há, em parte ou totalmente, atendidas com saneamento básico, emitiu em 2016 cerca de 9,82 Mt $CO_{2\ eq}$ considerando a emissão do CH_4, N_2O e CO_2 (MCTI, 2020).

Em relação ao tratamento de efluentes líquidos, a categoria de águas residuárias domésticas foi a mais representativa em 2016, com um aumento de 7,9% se comparado a 2010, sendo responsável por 83% das emissões totais (MCTI, 2020). Em 2019, o tratamento e a disposição de efluentes líquidos contribuiu com 24,95 MtCO_2 eq, com emissões mais representativas provenientes de efluentes coletados e tratados; seguido de efluentes não coletados e que são coletados e não tratados; e por último, emissões provenientes de fossas sépticas (SEEG, 2020). Esse aumento é devido ao aumento populacional, ampliação da infraestrutura de coleta de resíduos, tratamento de esgotos nos municípios e pela quantidade de matéria orgânica que o efluente apresenta (MCTI, 2020).

O tipo de tratamento empregado pode influenciar em maior ou menor emissão de gases de efeito estufa, por exemplo, os tratamentos anaeróbios e abertos (tanque séptico e lagoas) contribuem para uma maior emissão se comparado com tratamentos aeróbios, como os lodos ativados (LIMA; SALVADOR, 2014), que se operados adequadamente, tem emissões zero, já que o carbono resultante da degradação da matéria orgânica tem origem biogênica (IPCC, 2014).

2.2 SITUAÇÃO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO BRASIL

A falta de coleta e tratamento de esgotos em muitas municípios brasileiros tem levado a um aumento significativo na carga poluidora que chega aos corpos d'água, resultando em diversos impactos ambientais e inviabilizando usos múltiplos dos recursos hídricos (AISSE *et al.*, 2000).

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2021), a oferta dos serviços de água abrange 84,1%, da população total, urbana e rural, enquanto o atendimento à rede de esgoto cai consideravelmente para 60,4%. De todo o esgoto gerado, pouco mais da metade recebe tratamento (50,8%), o que corresponde a 4,8 bilhões m^3, e o

restante são despejados nos corpos hídricos no ano de 2020 (SNIS, 2021). A Tabela 2, a seguir, apresenta o índice de cobertura de esgotos no Brasil baseada nos sistemas individual e coletivo.

Tabela 2 - Índices de cobertura de esgotos no Brasil em 2018

Sistema	Situação	População Urbana	População Urbana (%)
Individual	sem tratamento	13.851.939	7,8
	fossa sedimentar	35.474.954	20,1
	fossa séptica e sumidouro	21.689.892	12,3
Coletivo	com coleta e sem tratamento	23.392.283	13,3
	com coleta e com tratamento	82.130.656	46,5

Fonte: Agencia Nacional das Águas, 2020

O atendimento da população urbana com sistemas coletivos de coleta e tratamento de esgoto abrange menos da metade da população brasileira (ANA, 2020). Quando esses valores são extrapolados para os estados brasileiros, as diferenças quanto ao atendimento de rede de coleta de esgoto são discrepantes e bem preocupantes. A Tabela 3, apresenta os percentuais da população urbana atendida com sistema de coleta coletivo de tratamento de esgotos para cada estado brasileiro.

Tabela 3 - População urbana atendida com coleta e tratamento de esgoto em 2018.

Estado brasileiro	**População urbana com coleta e tratamento de esgoto (%)**	**Estado brasileiro**	**População urbana com coleta e tratamento de esgoto (%)**
Acre (AC)	13,9	Paraíba (PB)	39,9
Alagoas (AL)	24,8	Paraná (PR)	80,7
Amapá (AP)	7,7	Pernambuco (PE)	25,9
Amazonas (AM)	8,2	Piauí (PI)	19,6
Bahia (BA)	45,4	Rio de janeiro (RJ)	40,4
Ceará (CE)	30,6	Rio Grande do Norte (RN)	28,7
Distrito Federal (DF)	89,3	Rio grande do Sul (RS)	26,3
Espirito Santa (ES)	48,8	Rondônia (RO)	4,8
Goiás (GO)	46,2	Roraima (RR)	63,8
Maranhão (MA)	7,1	Santa Catarina (SC)	27
Mato Grosso (MT)	34,8	São Paulo (SP)	71,9
Mato Grosso do Sul (MS)	57,3	Sergipe (SE)	28,3
Minas Gerais (MG)	46,8	Tocantins (TO)	35,2
Pará (PA)	2,9	-	

Fonte: Adaptado de ANA, 2020

As regiões Norte e Nordeste ainda apresentam um atendimento precário a rede de esgoto em relação ao resto do Brasil. Os estados do Acre, Amazonas, Amapá, Maranhão, Rondônia e Pará apresentaram os índices mais baixos, com menos de 15% da população atendida com coleta e tratamento de esgoto (ANA, 2020). O déficit no saneamento básico resulta na contaminação dos corpos d'águas, e no Brasil, os rios e córregos da maioria dos municípios se tornaram inadequados para o consumo, recreação e navegação. Somado a isso, a péssima qualidade das águas acarreta outro problema, o das doenças de veiculação hídrica, que afeta a saúde da população (BOSSLE; NOLASCO, 2006; ANA, 2017).

O melhor desempenho continua sendo da região Sudeste, que oferece o serviço de coleta de esgoto a 79,2% da população. Na região Sul, e Centro Oeste, os estados do Paraná e Distrito Federal, respectivamente, possuem os melhores índices, superiores a 70% de sua população atendida (ANA, 2020).

Os investimentos já realizados para ampliação do esgotamento sanitário se mostram bem abaixo do necessário para a universalização e retratam a precariedade de algumas regiões brasileiras. O estado de São Paulo lidera os investimentos realizados com percentual de 38,4% em 2019. Em seguida, com valores menores, aparecem os estados do Paraná com 6,9%, Minas Gerais com 5,6% e Pernambuco com 5,3%. Por outro lado, os cinco estados que menos investiram somam somente 1,5% dos investimentos anuais, e são eles, Rondônia, Roraima, Alagoas, Acre e Amapá, e com exceção de Roraima, todos apresentam índices muito baixos de coleta e tratamento de esgoto (SNIS, 2020).

Para atingir a meta de universalização do esgotamento sanitário, considerando o horizonte até o ano de 2035, estima-se que serão necessários investimentos na ordem de 150 bilhões de reais, valor muito superior ao praticado no ano de 2019, que é na ordem de 5,3 bilhões de reais (SNIS, 2020).

A precarização do saneamento no Brasil também é corroborada pelos atrasos dos projetos contidos no PAC- Programa de Aceleração do Crescimento, criado em 2007. Segundo dados do Trata Brasil (2015), apenas 26% das obras contidas no pacote do programa foram entregues, com a justificativa muitas das vezes, da baixa qualidade das empreiteiras e a burocracia em relação ao licenciamento ambiental das obras. Em que pese investimentos crescentes, a população de menor baixa renda é mais atingida pela ausência de serviços de saneamento nas franjas urbanas das cidades. A injustiça ambiental causada pela ausência de infraestrutura sanitária em São Paulo foi bem caracterizada em estudo recente realizado por Costa e Nolasco (2019).

O cenário nacional está longe de alcançar a universalização do saneamento básico, ainda que as regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste segundo o Ranking da ABES (2021), apresentam municípios na categoria “compromisso com a universalização” e “empenho para a universalização”, tendência que deve crescer nos próximos anos em consequência da promoção de um ambiente mais equilibrado e sustentável.

2.3 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO – ETE

O lançamento de esgoto bruto em corpos d’águas causa diversos problemas ambientais e de saúde pública. Para minimizar esses efeitos adversos, é necessário o seu tratamento, comumente realizado em estações, que visa a remoção da matéria orgânica, sólidos e dos microrganismos patogênicos presentes nessas águas, proteção do meio ambiente e a redução de disseminação de doenças causadas pelo contato humano direto com águas poluídas (BATSTONE *et al*., 2015; ANDERSSON, *et al*., 2017).

As concepções das estações de tratamento de esgoto são diversos, pois devem ser consideradas as características do corpo receptor e das legislações vigentes (ANA, 2017). As normativas requerem padrões de qualidade amplos, de modo que os efluentes quando lançados não ofereça riscos à saúde da população e danos ao meio ambiente (CONAMA, 2005). Adicionalmente, a escolha do processo de tratamento exige a análise de alguns aspectos locais, como o modo de urbanização das cidades, o números de indivíduos, densidade populacional, a área disponível, características do solo e subsolo, aspectos operacionais e situação socioeconômica (ANA, 2020).

Nesse sentido, há uma variedade de tecnologias disponíveis para a concepção de um projeto de estação de tratamento de esgoto, que podem ser utilizados unicamente ou resultar na seleção de mais processos dependendo da solução requerida. No Brasil, existem 3.668 ETEs em 2.007 municípios, com diferentes tipologias de tratamento, tendo o tratamento preliminar presente em quase todas as ETEs em funcionamento. (ANA, 2020).

Os principais sistemas de tratamento biológico presentes em ETEs brasileiras consistem em sistemas aeróbios como os lodos ativados, filtros biológicos e lagoas de maturação e sistemas anaeróbios como os reatores anaeróbios e as fossas sépticas que podem ser utilizados de forma unitária ou em combinação (BARBOSA, 2007; KATO *et al*, 2018; PAULO *et al*., 2018). Em alguns casos, há a presença de processos químicos utilizados de forma unitária ou

como uma etapa anterior ao tratamento biológico. São exemplos de processos químicos, a floculação, sedimentação, filtração ou flotação (ANA, 2020).

Os sistemas de lagoas são mais utilizados no estado de São Paulo, enquanto, o estado de Minas Gerais e do Paraná apresentam em sua maioria, sistemas com reatores anaeróbios. Nas áreas urbanas com maior concentração populacional, como as regiões metropolitanas de Porto Alegre, Florianópolis, São Paulo, Rio de Janeiro e Vitória, os sistemas de lodo ativados são bastante empregados (ANA, 2020).

Segundo o último relatório Atlas Esgotos, (ANA, 2020), os sistemas que utilizam reatores anaeróbios são os mais empregados nas ETEs brasileiras, superando os de sistemas de lagoas (anaeróbia, aeróbia, facultativa ou de maturação), 1.373 e 1.291 unidades respectivamente, em relação ao ano anterior, uma propensão à utilização de tratamentos mais controlados para os esgotos sanitários, que ainda podem ser cominados com outros processos para garantir o atendimento das legislações e a qualidade dos corpos d'águas receptores.

A tipologia do tratamento biológico influencia na eficiência de remoção de DBO e no volume de lodo gerado. Segundo Campos (1999), estima-se, a cada pessoa, para processos anaeróbios, como lagoa anaeróbia e reatores UASB uma produção diária de lodo na ordem de 3 a 15g de sólidos secos. Para processos aeróbios, como lodo ativado, convencional ou de aeração prolongada, a geração de lodo é maior, na ordem de 20 a 35g de sólidos secos. A Tabela 4, a seguir, apresenta a geração de lodo per capita em relação ao tipo de tratamento empregado.

Tabela 4 - Características do lodo produzido em relação ao tipo de Tratamento de Esgoto empregado em ETE.

Origem do Lodo	**Produção de Lodo gSS/hab.dia**	**Teor de Sólidos (%ST)**	**Estabilidade**	**Aspecto**
Decantador Primário	35 a 45	2 a 6	Necessita de estabilização	Marrom, aparência floculenta, odor pouco ofensivo, tende a torna-se séptico e gerar odores rapidamente
Aeração Prolongada	38 a 45	0,8 a 1,2	Estabilizado	Negro, aparência floculenta, odor não ofensivo
UASB	7 a 18	3 a 6	Estabilizado	
Filtro Anaeróbio (após UASB)	3 a 9	0,5 a 4	Estabilizado	
Lagoas Anaeróbias	13 a 45	15 a 20	Estabilizado	

Lagoas Facultativas	20 a 25	10 a 20	Estabilizado
Lagoas de Maturação	3 a 20	10 a 20	Estabilizado
Filtro Biológico de Alta Taxa - Lodo Secundário	2030	1 a 3	Necessita de estabilização
Lodo Ativado convencional	40 a 60	0,2 a 0,4	

Fonte: Campos, 1999.

À medida que se estima e tem conhecimento da produção de lodo para cada tipo de tratamento, o volume produzido de lodo de esgoto pode ser um indicativo da eficiência do tratamento empregado, em que retiradas de lodo do sistema estão abaixo ou acima do volume esperado. Somado a isso, o seu gerenciamento permite vislumbrar as melhores práticas de manejo, incorporando tecnologias para redução de volume e adequação das características do lodo para as etapas subsequentes do tratamento, com o intuito de empregar a disposição final mais adequada (BATISTA, 2015).

2.4 CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ESGOTO

O processo de tratar os esgotos gera um efluente com carga reduzida de matéria orgânica, que pode ser lançado nos corpos hídricos, e um outro, o resíduo sólido (rejeitos do pré-tratamento, lodos primário e secundário). Segundo o CONAMA n° 498 (2020), “o lodo de esgoto é um resíduo gerado no processo de tratamento de esgoto sanitário, por processos de decantação primária, biológico ou químico, não incluindo resíduos sólidos removidos de desarenadores, de gradeamento e peneiramento”.

De acordo com a composição do resíduo, o lodo de esgoto é uma mistura de sólidos orgânicos e inorgânicos resultante do tipo de tratamento empregado e a origem (DAI *et al*., 2007). O material orgânico e os nutrientes encontrados nas águas residuárias domésticas (ou esgoto doméstico), tais como nitrogênio, carbono orgânico, fósforo, potássio, entre outros, são provenientes dos excrementos humanos e de resíduos alimentares (HARDER *et al*., 2019).

A tipologia do lodo formado é com base na fase do tratamento, por exemplo, o lodo primário constituído principalmente de matéria inorgânica é produzido quando os sólidos suspensos e os sedimentáveis são separados do esgoto bruto, na etapa do tratamento primário por meio de tecnologias como a flotação, precipitação e sedimentação (SUÁREZ-IGLESIAS

et al., 2017). Normalmente, o lodo primário contém de 2% a 9% de sólidos, os restantes 90% podendo chegar a 99,5% de água (TYAGI; LO, 2013).

Já o lodo secundário é de natureza biológica e produzido durante o tratamento biológico. Durante o tratamento, a formação do lodo, se dá pelo crescimento da biomassa microbiana resultante da degradação da matéria orgânica presente no esgoto (METCALF; EDDY, 2016) e dependendo do tratamento empregado, a concentração de sólidos total varia entre 0,8 e 3,3% (SUAREZ-IGLESIAS *et al*., 2017).

A variabilidade da composição de lodo biológico em Estações de Tratamento de Esgoto -ETE é muito dinâmica, e pode ser influenciada pelo tipo de tratamento aplicado, condições socioeconômicas da população e o tipo de efluente, se doméstico ou industrial. Os principais componentes do lodo de esgoto estão apresentados na Tabela 5, a seguir.

Tabela 5 – Caracterização química do lodo de esgoto

Atributo	Unid. (Base Seca)	ETE Barueri	ETE Franca	ETE Curitiba	ETE Paranavaí	ETE Jundiaí
Umidade	%	71,2	82,7	-	-	76,2
Sólidos Voláteis	%	56,8	72,5	-	-	69,0
pH	-	6,4	5,4	5,9	6,1	5,5
Carbono orgânico	g/kg	293,0	382,0	321,0	201,0	226,0
Nitrogênio total	g/kg	42,1	68,2	49,1	22,2	21,2
Fósforo	g/kg	26,9	12,9	3,7	1,0	4,5
Potássio	g/kg	1,0	1,0	1,5	0,3	0,7
Cálcio	g/kg	47,8	24,8	15,9	8,3	6,6
Enxofre	g/kg	17,1	15,7	-	-	11,1
Sódio	g/kg	0,5	0,9	-	-	2,4
Magnésio	g/kg	4,5	2,2	6,0	3,0	1,3
Arsênio	mg/kg	<1	<1	-	-	nd
Alumínio	mg/kg	23283,0	23317,0	-	-	11465,0
Cádmio	mg/kg	9,4	2,1	3,0	-	9,2
Chumbo	mg/kg	348,9	140,5	123,0	60,0	136,4
Cobre	mg/kg	953,0	240,9	325,0	114,0	547,0
Cromo total	mg/kg	1297,2	1230,3	140,0	53,0	97,5
Mercúrio	mg/kg	<0,01	<0,01	1,0	1,8	nd
Molibdênio	mg/kg	<0,01	<0,01	-	-	nd
Níquel	mg/kg	605,8	72,4	73,0	37,0	25,3
Selênio	mg/kg	<0,01	<1	-	-	-
Zinco	mg/kg	3372,0	1198,0	728,0	530,0	839,0
Boro	mg/kg	29,3	19,7	-	-	10,1
Manganês	mg/kg	418,9	232,5	-	-	425,0
Ferro	mg/kg	37990,0	24176,0	-	-	15728,0

Fonte: Bettiol e Camargo (2006).

De modo geral, os valores para material orgânico e nutrientes apresentados na tabela acima se assemelham ao encontrado no estudo de Nascimento *et al*., (2020). Em uma análise de lodo de esgoto de 19 ETE's, brasileiras constatou que a maioria dos lodos coletados apresentaram os valores: pH (6,5-13), teor de água (56-87%), carbono orgânico (203-425 g kg^{-1}), nitrogênio- Kj (17-61 g Kg^{-1}), fósforo (7,6 -21g Kg^{-1}), cálcio (7,2-143 g Kg^{-1}), e enxofre (5,7-37 g Kg^{-1}), independente da origem do esgoto ou do tratamento empregado.

A presença de nutrientes no lodo, especialmente o nitrogênio, que é um fator limitante para a produção agrícola, tem viabilizado a sua aplicação em solos para correção ou para atender as necessidades das plantas (BROWN *et al*., 2020). Dependendo do tipo de tratamento, o N total do lodo pode variar de 1% a 7%, e grande parte desse N encontra-se em formas orgânicas (RIGBY *et al*., 2016).

O fósforo (P), é essencial para a produção alimentar, e é encontrado no esgoto em diferentes formas, que variam conforme os processos empregados na ETE. Pode ser encontrado na forma particulada (facilmente removido por sistemas de clarificação), dissolvido (orgânico e inorgânico) e biologicamente e ou quimicamente ligado (EGLE *et al*., 2016). As concentrações de fósforo relatadas para ETE municipais estão na faixa de 5 – 10 mg PL^{-1}, com alto potencial de recuperação, apesar das pequenas concentrações (EGLE; RECHBERGER; ZESSNER, 2015). Ao final do tratamento do lodo de esgoto é esperado que mais de 95% do fósforo total do início do processo, seja transferido para o lodo primário e secundário (EWERT *et al*., 2017).

O potássio, outro mineral amplamente empregado na produção de fertilizantes, apresenta valores insignificantes no lodo, devido ao nutriente ser solúvel e consequentemente ocorrerem perdas no processo de tratamento de esgoto pela retirada do efluente, ou seja, a partição do potássio ocorre para o efluente e não para o lodo bruto (BITTENCOURT *et al*., 2014). Outros nutrientes necessários as plantas como, cálcio, magnésio, zinco, ferro, também são encontrados no lodo, constituindo uma fonte completa e importante de nutrientes para as culturas vegetais (BROWN *et al*., 2020).

No esgoto sanitário, os metais pesados estão associados principalmente aos despejos industriais, por utilizarem esses elementos na linha de produção e lançarem nas redes coletoras de esgotos urbanos (VON SPERLING, 2005). O processo de tratamento de esgotos remove os metais pesados da fase líquida por meio da adsorção microbiana, adsorção de particulados e ou precipitação de sais inorgânicos como fosfatos e são concentrados na fase sólida, resultando no enriquecimento de metais pesados como (Zn, Hg, As, Cu, Pb e Ni) no lodo de esgoto

(CHOJNACKA, 2010). Alguns são essenciais para as plantas e animais como, o Co, Cr, Cu, Se e Zn, mas em altas concentrações podem causar toxicidade (FERNANDES; DA SILVA, 1999; SILVA *et al*., 2001; VON SPELING, 2005).

Outro aspecto importante a considerar na composição do lodo de esgoto são os microrganismos patogênicos, que podem ser (a) helmintos, (b) fungos, (c) protozoários, (d) vírus e (e) bactérias (VON SPERLING, 2005).

A presença de contaminantes microbiológicos do lodo é resultante do material fecal humano presente nos esgotos, que pode refletir nas condições de saúde da população. Há uma diversidade de microrganismos nos esgotos sanitários, que se concentram no lodo de esgoto, e são apresentados na Tabela 6 a seguir, com suas respectivas concentrações.

Tabela 6 - Concentrações de contaminantes patogênicos em esgotos sanitários.

Microrganismos	**Concentração por litro**	**Classe**
Coliformes Termotolerantes	10^8 -10^{10}	Bactéria
Salmonela spp.	1 - 10^5	
Shigella spp.	10 - 10^4	
Vibrio cholera	10^2 - 10^5	
Ascaris lumbricoides	1 - 10^3	Helmintos (ovos)
Ancyslostoma duodenale	1 - 10^3	
Cryptosporidium parvum	1 - 10^4	Protozoários (cistos)
Entamoeba histolytica	1 -10^2	
Giardia intestinalis	10^2 - 10^5	
Virus entericos	10^5 - 10^6	Vírus
Rotavirus	10^2 - 10^5	

Fonte: WHO (2006).

2.5 GESTÃO DO LODO DE ESGOTO

O aumento na geração do lodo de esgoto se deve ao crescimento do volume de esgoto coletado e tratado, aos investimentos em infraestrutura sanitária e melhorias incrementais no sistema de tratamento nos centros urbanos, bem como das legislações mais restritivas em relação a qualidade do efluente tratado.

O método de disposição do lodo de esgoto é determinado pela presença de substâncias químicas, presença de bactérias patogênicas, ovos viáveis de helminto, contaminantes orgânicos e inorgânicos e sua qualidade, que representam uma grave ameaça ao meio ambiente (CHRISTODOULOU; STAMATELATOU, 2016).

Além disso, o aspecto econômico é relevante para o gerenciamento do lodo nas estações de tratamento, isso por que os custos operacionais no processamento e gerenciamento do lodo podem alcançar mais de 40% de toda a operação do tratamento do esgoto (LINDTNER; SCHAAR; KROISS, 2008; HASLINGER; LINDTNER; KRAMPE, 2016). Os custos estão mais fortemente relacionados com o manuseio final do lodo, principalmente o transporte, em que se estima um custo de R$ 84,00 por tonelada para disposição e transporte de lodo em aterro sanitário (SABESP, 2017). Consequentemente, o elevado custo no gerenciamento do lodo tem despertado interesse dos gestores em reduzir a geração de lodo, e garantir sua reutilização para reduzir os custos ambientais e financeiros.

2.5.1 Tratamento do lodo de esgoto

A gestão do lodo de esgoto varia em diferentes países devido aos contextos sociais, econômicos, técnicos e legais/normativos diferentes. O nível de urbanização, as características do lodo e a área de terra disponível são fatores importantes na seleção de uma estratégia adequada para o manejo do lodo de esgoto (SHADDEL *et al.*, 2019).

As tecnologias disponíveis para o tratamento do lodo de esgoto devem ser empregadas levando em consideração os limites sanitários adotados por cada país, que diferem normalmente, na abordagem das restrições de uso e em alguns parâmetros microbiológicos e inorgânicos, bem como, tecnologias que visam reduzir o volume, já que o lodo possui alto teor de umidade, e influência nos custos de transporte, (CIEŚLIK; ŚWIERCZEK; KONIECZKA, 2018). Os processos de tratamento de lodo envolvem etapas de adensamento, desaguamento, estabilização e higienização.

O adesamento do lodo consiste na redução do volume podendo alçancar um nível de teor de matéria seca de 2-7% dependendo da tecnologia usada. Por resultar em uma maior concentração de sólidos, o processo de desidratação se tona mais eficiente (KRUSZYŃSKI, 2020).

A etapa de desaguamento ou secagem é um procedimento utilizado para aumentar a concentração de sólidos no lodo pela remoção de uma parcela da fração líquida (METCALF; EDDY, 2016). O lodo após o desaguamento contém cerca de 13-40% de matéria seca (KRUSZYŃSKI, 2020). Esta etapa permite reduzir os custos de transporte na disposição final; facilita o manuseio do lodo, aumenta o poder calorífico do lodo através da redução da umidade quando o lodo for submetido a incineração; menor volume dispostos em aterro sanitário, ou o

reuso na agricultura, e quando dispostos em aterros a produção de lixiviado é reduzida (ANDREOLI *et al.*, 2014).

Os processos de estabilização aplicados ao lodo são aqueles que reduzem o odor, o potencial de putrefação, e reduz a concentração de organismos patogênicos. Isso geralmente é alcançado quimicamente ou biologicamente (MIKI *et al.*, 2002). Para estabilização alcalina, um reagente químico básico como a cal é dosado no lodo. A estabilização biológica emprega microrganismos que se desenvolvem naturalmente dentro do lodo sob as condições empregadas para decompor bioquimicamente o material orgânico, em condições aeróbias ou anaeróbias (ANJUM, *et al.*, 2016). O lodo também pode ser estabilizado pela aplicação de calor intenso, processos termoquímicos, seja na presença ou ausência de oxigênio (ZHANG *et al.*, 2014). Além dos aspectos de saúde pública e estéticos, a estabilização pode resultar na redução do volume do lodo, na produção de gás metano e na melhoria do desaguamento do lodo (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

O processo de higienização de lodos quando empregados na estação visa garantir concentrações baixas de patógenos, bactérias, ovos de helmintos, vírus e protozoários para não ocasionar riscos aos trabalhadores que o manipulam e à saúde da população, bem como minimizar os impactos ambientais (NDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001). Portanto, a necessidade de uma etapa de higienização depende da destinação do lodo pretendida, por exemplo para uso agrícola.

O quadro 1 apresenta as etapas do tratamento de lodo e as tecnologias existentes, bem como seus objetivos.

Quadro 1 - Etapas do tratamento de lodo e as tecnologias existentes.

Processo	Tipo	Objetivo
Adensamento	Por gravidade	Redução de volume
	Flotação	Redução de volume
	Mecânico: adensamento de esteira, centrífuga e tambor rotativo	Redução de volume
Estabilização	Digestão aeróbia	Estabilização e redução de sólidos
	Digestão anaeróbia	Estabilização e redução de sólidos
	Quimica	Estabilização
	Tratamento térmico	Estabilização
Desidratação	Filtro Prensa	Redução de volume
	Prensa desaguadora	Redução de volume
	Centrífuga	Redução de volume
	Leito de Secagem	Redução de volume
Higienização	Lagoas de lodo	Armazenamento e redução de volume
	Compostagem	Desinfecção
	Calagem	Desinfecção, aumetnar o pH e a temperatura
	Tratamento térmico	Desinfecção, redução de volume, recuperação de energia
	Oxidação úmida	Desinfecção e redução de volume

Fonte: Von Sperling, 2005.

2.5.2 Disposição final do lodo de esgoto

Dentre as formas de disposição final do lodo, incluem-se: uso agrícola, reflorestamento e paisagismo, remediação e recuperação de áreas degradadas, uso na indústria de construção, uso na indústria recuperação de energia, produção de adsorventes e bio-óleo à base de lodo e em aterro sanitário (CIEŚLIK; ŚWIERCZEK; KONIECZKA, 2018).

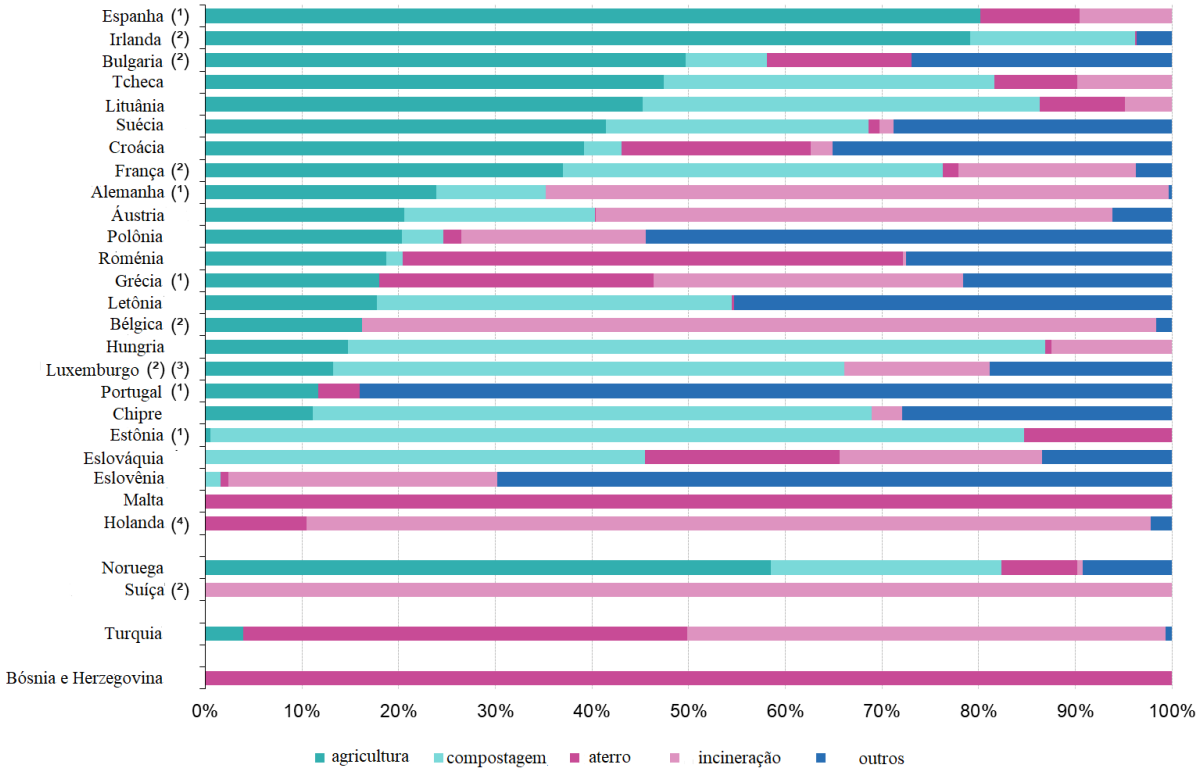
Na União Europeia (UE) com a implementação da Diretiva 98/15/CE, que define as regras de coleta, tratamento e destinação das águas residuárias, resultou em um aumento de até 50% na geração do lodo (SHEHU; ABDUL MANAN; WAN ALWI, 2012), com uma

estimativa de 13 milhões de toneladas de matéria seca até 2020 (COLLIVIGNARELLI et al., 2019a).

Em adição, a hierarquia dos resíduos implementada, traz uma nova estratégia acerca da prevenção na produção de resíduos e a redução na disposição em aterro (EUR-Lex Diretiva UE/2018/851, 2018), resultando em diferentes abordagens de reutilização de biossólidos e recuperação de matéria empregadas pelos Estados-Membros, como apresenta a Figura 3.

A principal rota de recuperação de biossólidos tem sido a aplicação em terras agrícolas após a compostagem, tecnologia de tratamento do lodo empregada em 25 dos 27 países da Europa (COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2019b; LAMASTRA; SUCIU; TREVISAN, 2018). Na Alemanha, Bélgica e Holanda a rota de recuperação do lodo predominante é a prática de incineração para a produção de energia, pois a utilização agrícola do lodo é restringida por regulamentos, baixa aceitação pelos agricultores e por não dispor de grandes áreas agricultáveis (COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2019b; MININNI *et al.*, 2015).

Figura 3 - Disposição de lodo de esgoto do tratamento de águas residuárias urbanas - Classificadas por método de disposição



(1) Dados para 2016
(2) Dados para 2017
(3) Dados estimados
(4) Dados provisórios
Fonte: EUROSTAT, 2018

Nos Estados Unidos da América (EUA), o Código de Regulamentações Federais - 40 CFR Parte 503, regulamenta e estabelece requisitos para o uso e descarte de lodo de esgoto, também prevê diferentes práticas de gerenciamento, como agricultura, restauração de terras degradadas, incineração, aterro e outros. A geração de lodo de esgoto em 2019 foi cerca de 4.75 milhões de toneladas métricas de matéria seca, 51% desse total, destinado a aplicação em terras, em sua maioria em terras agrícolas. O aterro ainda continua sendo uma das principais vias de destinação, seguida de incineração, (22%) e (16%) respectivamente, e em menor porcentagem outras práticas que incluem armazenamento em poços profundos (EPA, 2019).

Na China, estimativas apontam que 29,3% do lodo produzido em 2019 (39,4 milhões de toneladas) foi descartado via aplicação no solo (direta ou após a compostagem), seguido de incineração (26,7%), e aterros sanitários (20,1%), sendo a compostagem umas das tecnologias de tratamento mais utilizada e que vem ganhando força nos últimos 10 anos, atingindo uma capacidade total de tratamento de 11250t/d. (WEI *et al.*, 2020).

Na Austrália, são gerados anualmente cerca de 371.000 toneladas de sólidos secos, sendo 91% com uso benéfico para uso final de biossólidos. Para a agricultura são enviados cerca de 67% do lodo gerado, 16% para a reabilitação de terras e apenas 4% do total para o aterro (AUSTRALIAN AND NEW ZELAND BIOSOLIDS PARTNEERSHIP, 2019).

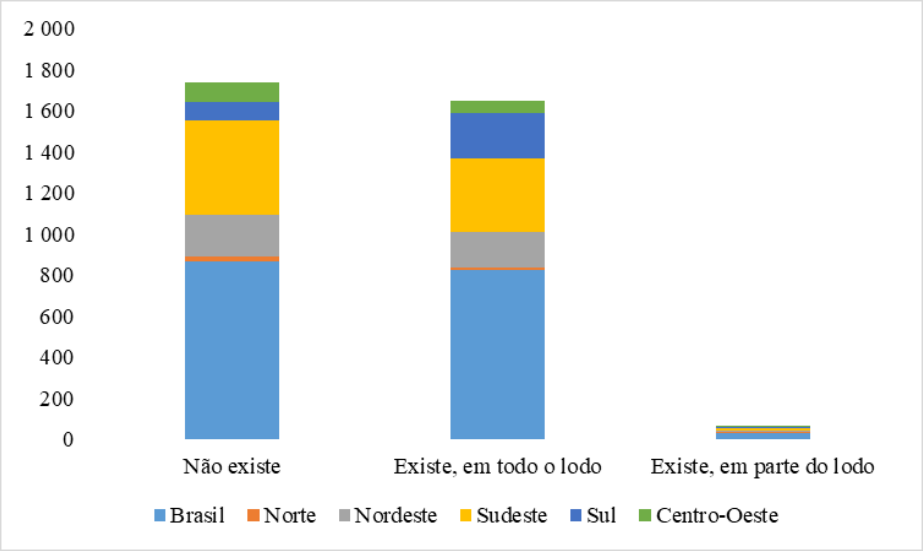
No Brasil, a estimativa da produção de matéria seca por ano apontava valores entre 150 a 220 mil toneladas, sendo o tratamento de esgoto oferecido a uma parcela pequena da população urbana (PEDROZA *et al.*, 2010). Só o estado de São Paulo, região mais populosa do país, são geradas 227.199 toneladas por ano (base seca) de lodo proveniente de ETE. Apenas a ETE de Barueri, onde se encontra a maior parte dos municípios da Região Metropolitana de São Paulo, 11 no total, é responsável por cerca de 47% da geração de lodo de esgoto no estado. Somada a da ETE ABC, esse percentual chega à aproximadamente 63% (SIMA, 2020).

A gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil, segue as normas estabelecidas na Política Nacional dos Resíduos Sólidos - PNRS, e deve seguir uma prioridade, de não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento de resíduos sólidos e disposição final adequada, quando esgotado todas as possibilidades de tratamento e recuperação (BRASIL, 2010).

Contudo, passado uma década desde a implantação da PNRS, a gestão do lodo de esgoto acontece de forma pontual e não se estende a todos os municípios, e nem tão pouco a todas as ETEs existentes. A Figura 4, a seguir, apresenta a situação da gestão do lodo de esgoto nas

regiões brasileiras em relação a existência de tratamento, segundo os dados disponibilizados na última Pesquisa de Saneamento Básico, realizada pelo IBGE em 2017.

Figura 4 - Número de municípios por região em relação a existência de tratamento do lodo, IBGE 2017



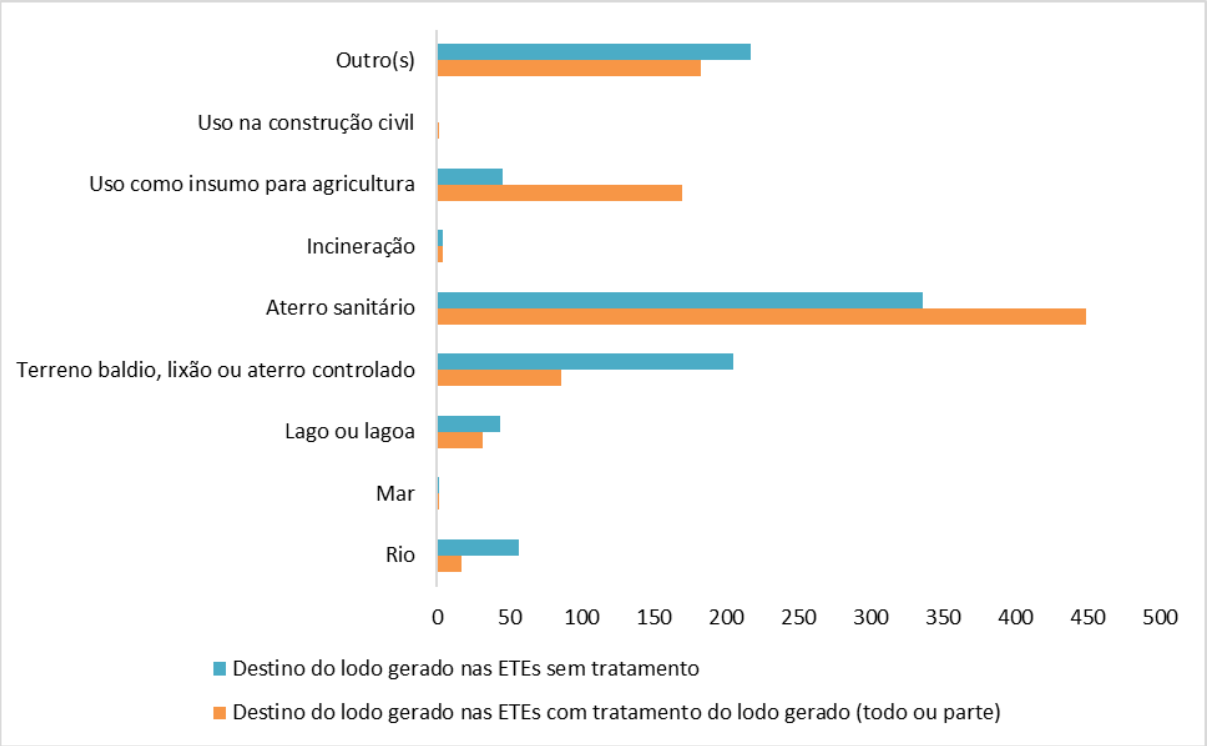
Fonte: Elaborada pela autora, 2022.
Nota: Munícipios que apresentam pelo menos uma unidade que desenvolve determinada atividade.

O tratamento do lodo ou em parte, por exemplo, acontece somente em 856 municípios com estações em operação, equivalente a 50% do total. A região Sul se destaca com a presença de tratamento de lodo de esgoto pelas ETEs em 70% dos municípios, seguida da região sudeste (IBGE, 2017). A etapa de tratamento do lodo é importante para minimizar os impactos ambientais e econômico da disposição final.

Independentemente da existência da etapa de tratamento, a alternativa de destinação do lodo de esgoto nos municípios brasileiros tem sido o aterro sanitário, e com poucas práticas para o uso na agricultura (BITTENCOURT, 2018; IBGE, 2020). A prática de descarte de lodo de esgoto em terreno baldio, lixão ou aterro controlado ocorre em 290 munícipios brasileiros, a maior parte no estado de Minas Gerais (IBGE, 2007).

A Figura 5, a seguir, mostra as alternativas adotadas pelo Brasil.

Figura 5 - Destino do lodo gerado nas ETEs, IBGE 2017



Fonte: Elaborada pela autora.

As alternativas de destinação empregadas no Estado de São Paulo para o lodo de esgoto são aqueles tratamentos que empregam processos biológicos e físicos, como leitos de secagens, centrífugas, filtros-prensa, e são posteriormente encaminhados a aterros sanitários ou à compostagem e secagem em estufa, em menor volume, para serem enviados a agricultura como destino final e ambientalmente adequado (SIMA, 2020).

Segundo Spinosa e Doshi (2021), os sistemas de gestão de lodo devem ser repensados para avaliar caminhos de gestão capazes de maximizar os benefícios da reciclagem ou recuperação; utilizar tecnicamente, ecologicamente e economicamente viáveis para reduzir a quantidade de lodo; limitar na fonte de substâncias nocivas; adoção de múltiplas opções de destino do lodo adaptáveis as variabilidades do mercado local; e desenvolver regulamentação adaptada ao contexto local, apoiadas por procedimentos padronizados de caracterização e diretrizes para boas práticas de gestão.

2.5.2.1 Uso agrícola

Os fluxos biogeoquímicos de nitrogênio (N) e fósforo (P), são ciclos importantes na manutenção do sistema terrestre, bem como, necessários para a produção alimentar para suprir a demanda da população do planeta.

No lodo de esgoto, esses nutrientes representam um interesse para a agricultura pelo potencial de recuperação sustentável quando aplicado no solo, além de contribuir para reduzir o esgotamento de recursos não renováveis, os impactos ambientais da extração e fabricação de fertilizantes minerais (ROBLEDO-MAHÓN; CALVO; ARANDA, 2020). Segundo Pires (2015), a aplicação do lodo de esgoto contribui para o enriquecimento de nutrientes no solo e aumenta a disponibilidade para plantas a longo prazo, se comparado com fertilizante mineral. Isso porque, os elementos presentes nos fertilizantes minerais podem ser lixiviados, trazendo prejuízos no seu uso integral pelas plantas e contribuindo para a contaminação dos recursos hídricos (KIEHL, 2010).

São vários os estudos que comprovam os benefícios agronômicos em culturas vegetais, com contribuições no aumento da biomassa do tomate (ELMI; AL-KHALDY; ALOLAYAN, 2020), aumento em até 41% na produtividade do milho (BREMM *et al.*, 2012), desenvolvimento de mudas de eucalipto com alturas aptas a irem a campo (GABIRA, 2018; MANCA *et al.*, 2020). No solo, atua diretamente nas propriedades químicas, físicas e biológicas, com a incorporação de matéria orgânica (LAL, 2015), promove estabilidade aos agregados do solo, reduzindo a erosão e a lixiviação de nutrientes (PERSIANI *et al.*, 2019), e permite o controle de microrganismos patogênicos as plantas (PANE *et al.*, 2016). Atua também no sequestro de carbono, com a aplicação do composto no solo, reduzindo as emissões de gases de efeito estufa (BOLDRIN *et al.*, 2009; WEI *et al.*, 2020).

Por outro lado, o uso agrícola do lodo deve ser visto com cautela, devido a presença de metais pesados. O conteúdo de metal da entrada da matéria prima afeta a concentração final do composto e, portanto, a biodisponibilidade de metais. Os elementos mais preocupantes quando o lodo ou o composto é aplicado no solo são, Zinco, Níquel, Cadmio, Cromo e Mercúrio, pois são elementos fitotóxicos em altas concentrações (ELMI; AL-KHALDY; ALOLAYAN, 2020) e que pela absorção das plantas, principalmente por vegetais folhosos, que apresentam altas capacidades de bioacumulação desses metais pesados em suas estruturas (LI *et al.*, 2016), podem prejudicar o seu desenvolvimento, ou mesmo, alcançar a cadeia alimentar e causar danos à saúde humana (SMITH, 2009; JOLLY; ISLAM; AKBAR, 2013).

O uso agrícola é frequentemente limitado pelas legislações mais rigorosas para metais pesados e patógenos. No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA, por meio da resolução atualizada da versão CONAMA 375/2006 que foi revogada (BRASIL, 2020), a CONAMA 498/2020 estabelece critérios e procedimentos para a produção e aplicação de biossólidos em solos. Segundo a resolução CONAMA nº 498, "o biossólido é o produto do tratamento do lodo de esgoto sanitário que atende aos critérios microbiológicos e químicos estabelecidos na resolução, estando apto a ser aplicado em solos". Essa atualização de alguns parâmetros e procedimentos segundo o INCT - Instituto ETE Sustentáveis - (2020), amplia as possibilidades da utilização dos lodos de esgoto no solo, mediante o emprego de algum tipo de tratamento e beneficiamento, sendo denominados de biossólidos no final desse processo.

Com essa abordagem, a Sanepar, Companhia de Saneamento do estado do Paraná desde 2007 já destinou cerca de 320 mil toneladas de lodo para o uso agrícola distribuídos para 342 agricultores da região, após aferir e atender aos padrões de qualidade e sanidade em termos de ovos viáveis de helmintos, salmonela, coliformes termotolerantes e vírus entéricos (SANEPAR, 2020).

Para os fertilizantes orgânicos, corretivos de solos e inoculantes, produzidos a partir do lodo de esgoto, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA, por meio da Instrução Normativa - IN 61 de 2020, estabelece "regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura" (MAPA, 2020). Na normativa os fertilizantes são classificados de acordo com as matérias-primas utilizadas na sua produção, como apresentado no Quadro 2, a seguir:

Quadro 2 - Classificação dos Fertilizantes Orgânicos

Classe do Fertilizante	Origem da Matéria-prima
Classe A	"Matéria-prima gerada nas atividades extrativas, agropecuárias, industriais, agroindustriais e comerciais, incluindo aquelas de origem mineral, vegetal, animal, lodos industriais e agroindustriais de sistema de tratamento de águas residuárias com uso autorizado pelo Órgão Ambiental, resíduos de frutas, legumes, verduras e restos de alimentos gerados em pré e pós-consumo, segregados na fonte geradora e recolhidos por coleta diferenciada, todos isentos de despejos ou contaminantes sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura."

Classe B	“Quaisquer quantidades de matérias-primas orgânicas geradas nas atividades urbanas, industriais e agroindustriais, incluindo a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos da coleta convencional, lodos gerados em estações de tratamento de esgotos, lodos industriais e agroindustriais gerados em sistemas de tratamento de águas residuárias contendo qualquer quantidade de despejos ou contaminantes sanitários.”

Fonte: MAPA, 2020.

Essa tem sido a alternativa encontrada por algumas ETEs brasileiras para o gerenciamento do lodo. Ao submeter o lodo de esgoto a um processo de compostagem, é gerado um produto, o composto orgânico, de qualidade e dentro dos limites máximos previstos na legislação, com potencial de registo no MAPA e classificados como Classe B.

A exemplos dessas experiências de gerenciamento do lodo e registro no MAPA, o estado de São Paulo já contou com quatro registros de produtos. A ETE de Franca foi a pioneira na produção de um condicionador de solo em 1999 antes da Resolução do Conama (RC) 375, com aplicação em média de 44 ton/dia para áreas agrícolas, até meados de 2011. Após a RC 375, o produto Sabesfértil, foi registrado como Fertilizante Orgânico Composto e esteve ativo o registro até 2013. A ETE Lavapés em São José dos Campos, por meio da compostagem produzia um fertilizante orgânico de classe D, baseado na norma antiga, com registro ativo no MAPA até 2009. Já a ETE Lageado no município de Botucatu também teve seu produto registrado como fertilizante orgânico em 2017, ainda baseado na instrução normativa anterior a IN n°61 de 2020 (SABESP, 2017).

A ETE de Jundiaí em parceria público-privada, desde 2002 produz em média 5 mil toneladas mensais de fertilizante orgânico classe B, (baseado na atualização da IN) por meio da compostagem, que é comercializado ao final para agricultores da região, com aplicação em culturas de milho, café, cana, frutas e na jardinagem (WEBSITE TERA AMBIENTAL, 2021).

2.6 COMPOSTAGEM

A compostagem é um tipo de tratamento biológico aeróbio, em que ocorre a transformação de matéria orgânica em compostos estáveis, água e CO_2.

O processo como um todo, envolve uma população macro e mesofauna, como formigas, besouros, minhocas e ácaros, e uma diversidade de microrganismos, incluindo fungos e

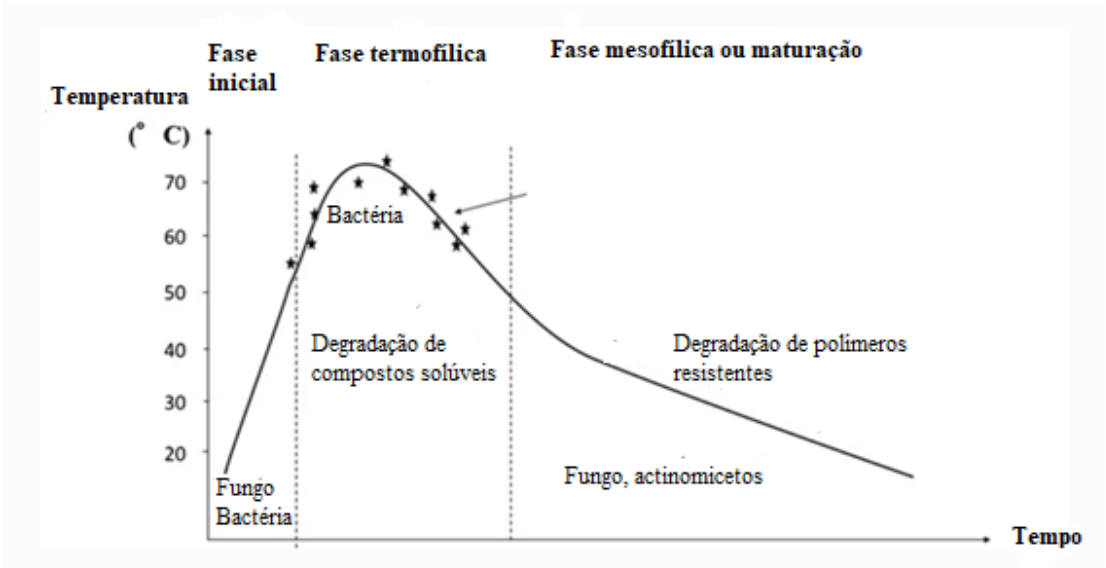
bactérias mesofílicas e termofílicas, que utilizam a matéria orgânica para o seu metabolismo, e reduz a fração biodegradável do resíduo para uma fração húmica estável (KALDERIS; AIVALIOTI; GIDARAKOS, 2010). Esses microrganismos apresentam uma fisiologia complexa, em que a atividade microbiana depende das condições físico-químicas, como temperatura, pH do meio e a quantidade de nutrientes disponíveis em cada momento da compostagem (ROBLEDO-MAHÓN; CALVO; ARANDA, 2020).

Mediante o alcance de temperaturas ótimas, os microrganismos podem ser classificados em psicrófilos (0 - 20°C), mesófilos (15 – 43°C) e termófilos (40°C – 80°C) (FERNANDES; DA SILVA, 1999), caracterizando as fases da compostagem: mesófila, termófila e de maturação. No geral, as bactérias estão envolvidas na degradação de proteínas, lipídeos e na transformação de nitrogênio orgânico em amônio. Os fungos estão presentes nos estágios mesofílicas e termofílicas da compostagem e são responsáveis pela degradação da celulose adicionada como material estruturante (ROBLEDO-MAHÓN; CALVO; ARANDA, 2020).

No estágio inicial há uma proliferação rápida dos microrganismos mesófilos, bactérias e fungos, que atuam na degradação de compostos simples, como açucares (RYCKEBOER *et al.*, 2003), devido ao alto nível de matéria orgânica rapidamente decomposta (ABBASI; MOKHTARI; JALILI, 2019). Nesse processo ocorre a mineralização desses compostos produzindo CO_2, ácidos orgânicos e calor (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

A degradação inicial da matéria orgânica promove um aumento gradativo da temperatura do meio para taxas acima de 40°C, tornando o meio apto para a ação dos microrganismos termofílicas, em substituição às mesofílicas (FERNANDES; DA SILVA, 1999). A Figura 6, a seguir, apresenta os diferentes estágios da compostagem em relação a temperatura e a comunidade microbiana que atuam na compostagem.

Figura 6 -Comportamento da temperatura e a presença da comunidade microbiana em relação as fases do processo de compostagem



Fonte: BARTHOD; RUMPEL; DIGNAC, 2018

O aumento gradual da temperatura para valores de até 80°C é característico do estágio termofílico, fase em que ocorre a degradação de gorduras, celulose e lignina (FERNANDES; DA SILVA, 1999; JURADO *et al.*, 2014; ROBLEDO-MAHÓN *et al.*, 2019). A comunidade microbiana nessa faixa de temperatura é predominante bacteriana, representada principalmente por *Bacillus*, que são capazes de sobreviver na pilha de compostagem pela formação de endósporos (JURADO *et al.*, 2014; ROBLEDO-MAHÓN; CALVO; ARANDA, 2020), enquanto há uma redução significativa da população de fungos por não sobreviverem a temperaturas acima de 60ºC (BARTHOD; RUMPEL; DIGNAC, 2018).

As altas temperaturas que ocorrem durante o processo resulta na estabilização do composto, com concentrações mínimas de ovos viáveis de helmintos, salmonela, coliformes termotolerantes e vírus entéricos (NAFEZ *et al.*, 2015), bem como uma redução na fração de matéria orgânica disponível (GOLBAZ *et al.*, 2021). Segundo Banegas *et al.*, (2006), a queda de matéria orgânica pode ser atribuída em grande parte à mineralização da matéria orgânica do lodo, uma vez que os microrganismos existentes nas massas usariam as frações lábeis do carbono do lodo ao invés das dos agentes estruturantes.

O esgotamento da matéria orgânica disponível para degradação, reduz a atividade microbiana e também a temperatura, e alteram as condições no meio que possibilita a volta dos microrganismos mesofílicos (PINTO, 2001). A atividade moderada de degradação dos mesofílicos é denominado de fase de maturação do composto, em que ocorre uma evaporação

adicional da água, estabilização do pH e completa formação do ácido húmico (ROBLEDO-MAHÓN *et al.,* 2019; FERNANDES; DA SILVA, 1999). Só ao final desse processo e mediante a análises do grau de maturação, é que o composto formado pode ser disposto no solo.

Para o sucesso da compostagem, o processo depende de uma série de parâmetros operacionais, que são controlados e monitorados, e tem a finalidade de garantir a eficiência da atividade microbiana e a qualidade do produto final, eliminando possíveis contaminações no solo e água, bem como, a geração de maus odores (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNNADES, 2001). Os principais fatores de controles envolvidos são: aeração, relação C/N, umidade e temperatura.

- Aeração: é essencial na fase inicial, onde ocorre intensa atividade microbiana e elevada degradação da matéria orgânica. O oxigênio é considerado um fator limitante para o desenvolvimento de uma compostagem rápida e eficiente (YUAN *et al.,* 2016), pois inibe o desenvolvimento de microrganismos anaeróbios, diminui a liberação de odores e participa do controle da temperatura. Normalmente são acrescentados materiais estruturantes, que são compostos orgânicos ou inorgânicos, de granulometria grossa, para fornecer um suporte estrutural e aumentar a porosidade da mistura, criando espaços vazios necessários a difusão do ar (TORRE DE CARVALHO, 2002).
- Temperatura: parâmetro que indica a eficiência do processo e seu equilíbrio biológico (PEREIRA NETO, 2007). Durante a compostagem, a temperatura sofre alterações devido ao metabolismo exotérmico dos decompositores em diferentes estágios, tamanhos das leiras e umidade. Segundo Fernandes (1999), no estágio mesofílico, temperaturas entre 40°C e 60°C até o terceiro dia, é um indicativo que o processo está ocorrendo adequadamente, enquanto, baixas temperaturas na fase termofílica indica muita umidade e o potencial de desenvolver zonas anaeróbias.
- Umidade: interfere diretamente no curso das reações. A taxa ideal varia entre o tamanho das partículas, estado físico da mistura e o tipo de compostagem utilizada (METCALF; EDDY, 2016). Segundo Fernandes e Da Silva (1999), a faixa ideal deve ser próxima a 55%. Valores abaixo de 40% pode reduzir a atividade microbiana, enquanto valores acima de 60% pode obstruir os espaços vazios de circulação do ar, criando zonas anaeróbicas. Pereira Neto (2007), acrescenta que zonas anaeróbicas nas leiras causadas pelo excesso de umidade compromete o aspecto sanitário da compostagem, pois gera odores, gases de efeito estufa, atrai vetores e há a produção de lixiviados.

- Relação C/N: é essencial para que aconteça a degradação da matéria orgânica por parte dos microrganismos. Tanto a falta de carbono, quanto a falta de nitrogênio limitam a atividade microbiana tornando o processo de compostagem mais lento. Na prática, a relação pode variar em um intervalo bem maior de 20 a 70 conforme a biodegradabilidade do substrato, e ao final do processo, a relação de C/N tende a ser entre 10 e 20, pois ocorrem mais perdas de carbono que nitrogênio. No caso do lodo, rico em nitrogênio é necessário a adição de um material rico em carbono para que a relação C/N da mistura esteja em torno da ideal (FERNANDES; DA SILVA, 1999).
- Tamanho das Partículas: a granulometria das partículas em um processo de compostagem interfere nas reações bioquímicas. Quanto menor as partículas, maior é a área superficial de contato com os microrganismos e mais rápido ocorre o processo de decomposição. De modo geral, espera-se que o tamanho das partículas esteja entre 25 e 70mm para respostas satisfatórias (FERNANDES; DA SILVA, 1999). Quando as partículas são muito finas, como no lodo de esgoto, é necessário a introdução de material estruturante com granulometria grossa, como cavacos de madeira, bagaço de cana, e podas de árvores, para conferir porosidade e uma mistura homogênea.
- pH: durante o processo de compostagem, o pH sofre alterações como resultado da produção de ácidos orgânicos na fase mesofílica, e hidrolise de proteínas e liberação da amônia, na fase termofílica. Quando são introduzidos materiais estruturantes com pH próximo a neutro, o estágio inicial da compostagem é caracterizado por um declínio no valor, variando entre 5,5 e 6,0. Já em relação ao estágio termofílico, o pH se eleva rapidamente para valores entre 7,5 e 9,0, se mantendo alcalino.

Como o lodo apresenta pH em torno de 7, normalmente a compostagem é bem sucedida, mesmo com a introdução de resíduos estruturantes. Portanto, o pH no lodo não é um fator crítico para a compostagem, principalmente se a relação C/N estiver adequada (FERNANDES; DA SILVA, 1999).

São várias as tecnologias para a compostagem, a mais comum são as leiras aeradas, forçadas ou não. É um método simples, em que a oxigenação ocorre por revolvimento periodicamente da leira por tratores específicos de compostagem ou aeração forçada, fornecida por meio de injeção a ar sob pressão ou sucção (TORRES DE CARVALHO, 2002; ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001). Existem também tecnologias com sistemas fechados, monitorados e todo automatizado, como os reatores biológicos. O Quadro 3 apresenta as principais características de sistemas abertos e fechados da compostagem.

Quadro 3 - Características dos métodos de compostagem

Compostagem com revolvimento de leiras	**Compostagem com leiras aeração forçada**	**Compostagem em reatores**
Sistema simples, com aeração por difusão.	Sistema mais complexo, com aeração controlada por sopradores ou sucção.	Sistema fechado com aeração controlada feita sob pressão.
Baixo custo de implantação	Alto custo de implantação	Alto custo de implantação. Dependente de equipamentos mecânicos.
Necessita de máquinas para o revolvimento.	Alto custo operacional	Alto custo de operação. Dependente de equipamentos mecânicos e de pouca mão de obra.
Complexidade no controle de vetores e emissão de odores e alta produção de lixiviado.	Eficiente no controle de patógenos e odores.	Eficiente no controle de patógenos e odores e maior produção de lixiviado.
Necessita de grandes áreas	Necessita de grandes áreas	Necessita de pequenas áreas
A compostagem ocorre de forma natural.	Acelera o processo de compostagem	Diminui o tempo de processo de compostagem.

Fonte: Adaptado pela autora a partir de FERNANDES; DA SILVA (1999); INACIO (2009).

A escolha entre as alternativas disponíveis deve ser baseada em critérios técnicos e socioeconômicos, podendo ser por sistemas mais simples ou por sistemas mais complexos, sendo que para a obtenção de um composto de qualidade, o importante é que o processo de compostagem ocorra em boas condições, de temperatura, aeração, relação de C/N e boa qualidade dos resíduos utilizados (FERNANDES; DA SILVA, 1999).

Contudo, o lodo de esgoto como matéria única no processo de compostagem apresenta aspectos que inviabiliza sua utilização, como a relação baixa de C/N (entre 5 e 11), sua granulometria fina e de aspecto pastoso, devido ao seu percentual de umidade próximo a 80%. Nesse sentido, faz-se necessário a introdução de resíduos que apresentam características complementares, resultando em uma mistura com condições adequadas para a compostagem (FERNANDES; DA SILVA, 1999).

Os resíduos estruturantes, assim denominados, tem a função de criar espações para difusão de ar nas leiras, balancear a relação de C/N das misturas e ainda disponibilizar aos microrganismos energia através de sólidos voláteis biodegradáveis.

A utilização de resíduos estruturantes no processo de compostagem de lodo reflete na qualidade do composto final. Resíduos vegetais, por exemplo, são ricos em nutrientes e livres de contaminação de metais pesados. Outros aspectos na escolha do resíduo estruturante devem

ser considerados, como a disponibilidade do resíduo ao longo do ano, nos custos de obtenção e na necessidade de um pré-tratamento para adequar a granulometria da mistura (FERNANDES; DA SILVA, 1999). A Tabela 7, apresenta as principais características de resíduos estruturantes usados normalmente na compostagem de lodo de esgoto.

Tabela 7 - Características dos resíduos estruturantes utilizados na compostagem de lodo de esgoto

Resíduo estruturante	**pH**	**Umidade (%)**	**P (%)**	**N (%)**	**C (%)**	**C/N**
Resíduo de podas de árvores	6,9	30	0,09	1,1	51	46
Bagaço de cana de açúcar	3,7	20-40	0,1	0,2	47	235
Serragem de madeira	8	30	0,5	0,1	49	490
Cascas de café	5,1	10	0,08	1,2	46	38
Palhas de trigo	7,5	6	0,5	0,5	43	86

Fonte: FERNANDES; DA SILVA, (1999).

Nos sistemas de tratamento de lodo, a compostagem pode ser considerada uma alternativa ao aterro sanitário sob vários aspectos (BONG *et al.,* 2017). O gerenciamento do lodo de esgoto para o aterro está relacionado aos altos impactos à produção de lixiviados e de emissões de CO_2 equivalentes (KACPRZAK *et al.,* 2017). Alguns estudos tem apontado a compostagem como uma alternativa ao tratamento de lodo de esgoto com contribuições na redução de gases de efeito estufa, principalmente quando consideradas as emissões que são evitadas com a aplicação do composto no solo (WEI *et al.,* 2020).

O produto da compostagem, o composto, possibilita a assimilação de carbono no solo (BOLDRIN *et al.,* 2009), e é visto como um sumidouro de CO_2 da atmosfera, sendo creditado como emissões evitadas no pós tratamento do lodo de esgoto (BONG *et al.,* 2017; FAVOINO; HOGG, 2008). Além de evitar o uso de fertilizantes minerais que são grandes geradores de emissões de gases de efeito estufa pela extração de matéria-prima e durante seu processo produtivo, pode reduzir o agravante do esgotamento das reservas mais acessíveis de rochas fosfáticas (DESMIDT *et al.,* 2015; REIJNDERS, 2014). A Tabela 8 traz comparações entre o envio do lodo para compostagem e o aterro sanitário sob diversos aspectos.

Tabela 8 - Características do processo de compostagem e aterros sanitários

	Compostagem	Aterros Sanitários
Necessidade de área de operação	**Médio:** Necessidade de espaço para a formação de leiras, mas o local se torna disponível quando o processo é finalizado.	**Alto:** Demanda de grande área pra a disposição e operação dos resíduos e não reaproveitamento do espaço.
Custo de Instalação e operação	**Baixo**: Os custos são relacionados a aquisição do local e maquinários de tecnologia simples.	**Alto:** Demanda de tecnologias de prevenção de poluição até 20 anos após o seu encerramento.
Potencial Poluidor	**Baixo:** A atividade possui baixo potencial poluidor, pois não gera CH_4 e lixiviado no processo.	**Alto:** Os impactos estão relacionados a emissões de metano, contaminação de lençóis freáticos, atmosfera e a saúde humana.
Vida Útil do empreendimento	**Alto:** Não há restrição de tempo de vida para a atividade.	**Baixo:** A operação tem em média 20 anos de prazo e seu monitoramento demanda mais 20 anos.
Complexidade da Operação	**Baixo:** Operação simples realizada por equipamentos para revolvimento e peneiramento do material estabilizado.	**Alto:** Envolve preparação e impermeabilização do solo, cobertura diária e montagem de drenos para a captação e queima de gases.
Capacidade de processamento	**Médio:** O tratamento de resíduos depende da disponibilidade da área para montagem das leiras que permanecem até 60 dias no local, a capacidade de processamento é afetada diretamente pela área do empreendimento.	**Alto:** Tem capacidade para receber grandes quantidades e resíduos diariamente, porém o volume recebido afeta a vida útil dos aterros.
Eficiência na proteção contra a emissão de GEE	**Alta:** Não há necessidade de implementação de tecnologias extras devido há não geração de CH_4 e N_2O no processo de decomposição aeróbio.	**Baixa:** Necessita de drenagem de gases contínua que não atinge 100% dos gases gerados.
Capacidade de valorização dos resíduos orgânicos	**Alto:** Ocorre a valorização dos resíduos ao transforma-los em adubo orgânico.	**Inexistente** Os resíduos orgânicos são aterrados e seu potencial de valorização é desperdiçado.

Fonte: BORTOLINI (2018).

2.6.1 Composto de lodo de esgoto

O composto de lodo de esgoto é um fertilizante benéfico para as plantas e melhora a qualidade do solo. A incorporação do composto no solo aprimora suas propriedades físicas, químicas e biológicas, enriquece-o com os nutrientes e ajuda a resistir a degradação da matéria orgânica do solo (BORTOLOTTI *et al.*, 2018). Na Tabela 9, são apresentados alguns estudos de caracterização do composto de lodo de esgoto com diferentes resíduos estruturantes.

Tabela 9 - Características dos macronutrientes presentes no composto de lodo de esgoto

Macronutrientes	**Lodo ETE Botucatu + Casca de Eucalipto**	**Lodo ETE Franca + Resíduos de poda e serragem**	**Lodo de ETE Polônia + palha e lascas de madeira**	**Lodo ETE Botucatu+ bagaço de cana**	**Lodo ETE Jundiaí + resíduos de poda de árvores e resto de alimentos**
Nitrogênio N - total (%)	1,62	1,8	3,9	2,1	1,5
Fósforo P_2O_5 - total (%)	1,57	1,2		2,9	0,6
Potássio K_2O - total (%)	0,15	0,3	0,3	0,09	0,9
Cálcio Ca- total (%)	1,4	2,1	6,4	1,4	3,1
Magnésio Mg- total (%)	0,25	0,3	1,3	0,3	0,4
Enxofre S- total (%)	1,15	0,5	0,9	2	0,9
Fonte	Ribeiro, 2018	Moretti *et al.*, 2015	Bozym; Siemiatkowski, 2018	Manca, 2020	Leite, 2015

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Os processos de compostagem em geral tendem a contribuir para diminuir a disponibilidade de metais no solo, Zn, Cu, Cr, Pb, Hg, Se, Cd, como evidenciado nos trabalhos de (AMIR *et al.*, 2005; SMITH, 2009; MORETTI; BERTONCINI; ABREU-JUNIOR, 2015). Segundo Bertoncini et al., (2008), essa redução pode ser devido ao efeito de diluição resultante da adição de material estruturante e ou pela acumulação de metais nas substâncias húmicas produzidas no processo de compostagem. A caracterização química e microbiológicas de lodo de esgoto são apresentados na Tabela 10. Segundo os autores, os compostos apresentam potencial para aplicação em culturas vegetais, e ainda estão dentro dos limites estabelecidos pela normativa brasileira, IN 07 de 2016 do MAPA e o CONAMA 498 de 2020.

Tabela 10 - Caracterização química e microbiológica de composto de lodo de esgoto

Contaminantes - Metais pesados	**Lodo ETE Botucatu + Casca de Eucalipto**	**Lodo ETE Franca + Resíduos de poda e serragem**	**Lodo de ETE Polônia + palha e lascas de madeira**	**Lodo ETE Jundiaí + resíduos de poda de árvores e resto de alimentos**	**IN 07 de 2016 - Limites máximos de contaminantes**
Arsênio (As) mg/kg	2,2	<1	ND	<1[1]	20
Cádmio (Cd) mg/kg	0,6	1,2	0,79	<1[1]	3
Chumbo (Pb) mg/kg	7,2 g kg -1)	19,7	36	36,09	150
Cobre (Cu) mg/kg	63	152	69	146,76	NA
Cromo hexavalente (Cr) mg/kg	49	195	31	53,1	2
Mercúrio (Hg) mg/kg	2	<1	ND	0,43	1
Molibdênio (Mo) mg/kg	19	<1	<1	<1[1]	NA
Níquel (Ni) mg/kg	3,8	41,5	14	24,28	70
Selênio (Se) mg/kg	6	<1	ND	<[1]	80
Zinco (Zn) mg/kg	226	517	676	404,78	NA
Fonte	Ribeiro, 2018	Moretti *et al.*, 2015	Bozym; Siemiatkowski, 2018	Leite, 2015	Brasil, 2016
Contaminantes Microbiológicos	**Lodo ETE Botucatu + Casca de Eucalipto**	**Lodo ETE Franca + Resíduos de poda e serragem**	**Lodo de esgoto + casca de café**	**Lodo ETE Jundiaí + resíduos de poda e resto de alimentos**	**IN 07 de 2016 - Limites máximos de contaminantes**
Coliformes termotolerantes NMP/g de MS	1,48 x 10^4	1,48 x 10^4	1,57x10^2	ausência	1000
Ovos viáveis de helmintos nº em g ST	0	0	0	0,05	1
Salmonella sp	ausência	ausência	ausência	ausência	Ausência em 10g de matéria seca
Fonte	Ribeiro, 2018	Moretti *et al.*, 2015	Bortolini, 2018	Leite, 2015	Brasil, 2016

1: concentração menor que o limite quantificável. Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

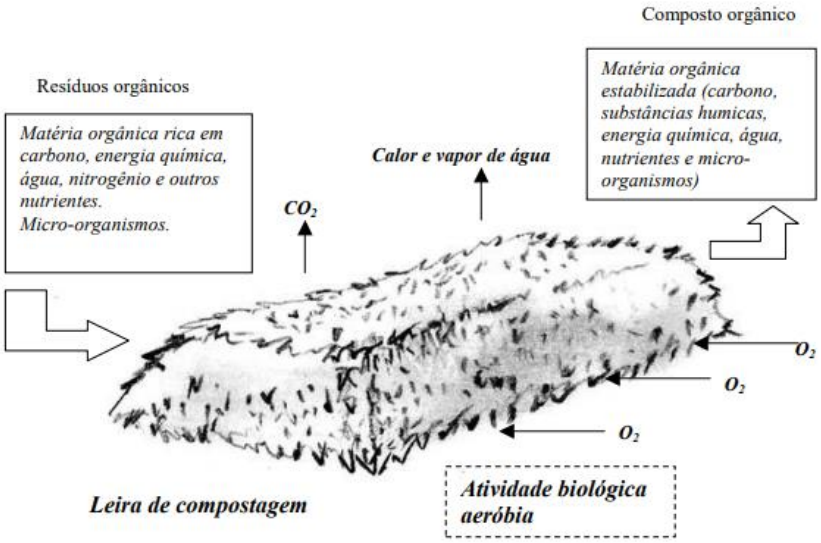
2.6.2 Emissões de gases de efeito estufa da degradação direta da matéria orgânica no processo de Compostagem

Durante o processo de compostagem, os principais gases de efeito estufa emitidos na atmosfera são, dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) (GENTIL et al., 2009).

A emissão de gases de efeito estufa no processo de compostagem está associada a vários fatores, como relação C/N, aeração da pilha, temperatura, teor de umidade e pH do substrato (LU et al., 2020). Os fatores que controlam um processo de compostagem são essenciais para emissões gasosas mínimas, além de garantir a eficiência da atividade microbiana e a qualidade do produto final, eliminando possíveis contaminações no solo e água (JIANG *et al.*, 2011).

Nas instalações de compostagem, o CO_2 é gerado principalmente pela emissão direta da biodegradação da matéria orgânica durante o processo de decomposição heterotrófica na compostagem (BONG *et al.*, 2017), como apresentado na Figura 7. As emissões decorrentes dos processos biológicos não contribuem para o aquecimento global, uma vez que, o carbono é considerado de origem biogênica, ou seja, ocorre previamente sua fixação biológica (IPCC, 2006).

Figura 7- Degradação da matéria orgânica e a emissão de CO_2.

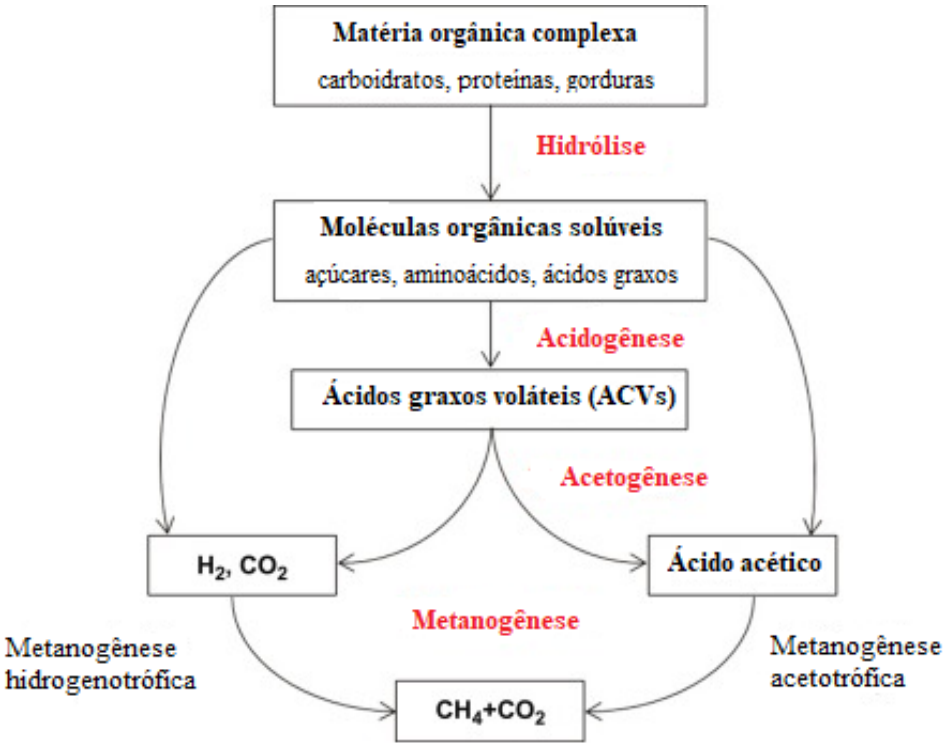


Fonte: INÁCIO, MILLER, 2009.

O metano e óxido nitroso são considerados gases de efeito estufa e tem potencial de aquecimento global de 25 e 298 respectivamente (IPCC, 2014). As emissões de metano estão associadas à decomposição de matéria orgânica em ambientes com oxigenação insuficientes, enquanto, as emissões de óxido nitroso estão relacionados com a dinâmica do nitrogênio (N) no substrato (CAMPOS *et al.*, 2009).

No caso do metano, os registros de emissões no processo de compostagem têm sido na fase inicial do processo, coincidindo com a elevação da temperatura (GONZÁLEZ *et al.*, 2020), situação verificada por Ermolaev et al.; (2015), em que as emissões de metano foram consideradas sete vezes maiores a 40°C do que a 67°C. Nesse estágio de rápido aquecimento, os microrganismos decompõem a matéria orgânica facilmente biodegradável e consome grandes quantidades de oxigênio, resultando em regiões anaeróbias (YUAN *et al.*, 2016). Nessas regiões, bactérias metanogênicas degradam a matéria orgânica e produzem metano (LU *et al.*, 2020). Outros fatores de impactos também podem ser considerados, por exemplo, a alta umidade que reduz os espaços livres de oxigênio e cria locais anaeróbios onde o metano pode ser gerado (SÁNCHEZ *et al.*, 2015). A Figura 8, a seguir, apresenta a dinâmica na produção de metano.

Figura 8 – Vias metabólicas do metano



Fonte: LIN *et al.*, 2019 (adaptado de LI; Park; Zhu, 2011).

O processo de produção de metano em condições livres de oxigênio envolve principalmente quatro etapas metabólicas microbianas com base nos principais grupos funcionais de micróbios: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (LI; PARK; ZHU, 2011). Na primeira etapa, substâncias orgânicas complexas, como lipídeos, polissacarídeos, que não podem ser utilizadas diretamente pelas bactérias são decompostas em moléculas solúveis simples por várias bactérias hidrolíticas usando enzima hidrolítica extracelular de acidógenos (LIN, *et al.*, 2019).

As moléculas simples produzidas na etapa anterior são convertidas em ácido graxos voláteis e outros produtos como dióxido de carbono, hidrogênio e ácidos acéticos. A acidificação também é chamada de fermentação, que serve como um aceptor de elétrons intermediário no metabolismo do substrato (LI; CHEN; WU, 2019).

Na terceira etapa, os ácidos orgânicos continuam sendo convertidos por bactérias acetogênicas, em acetado, dióxido de carbono e ou hidrogênio, que são os substratos diretos para a produção de metano na etapa seguinte. (LI; PARK; ZHU, 2011). Assim, os substratos produzidos na etapa anterior são consumidos por uma variedade de arqueas metanogênicas para produzir metano. Segundo Lin; Chen e Wu (2019), a metanogênese é um fenômeno complexo realizado pela ação de várias espécies, resultando em diferentes vias de produção de metano, como apresentado na Figura 9 a seguir.

Figura 9 - Transformação em metano por metanógenos

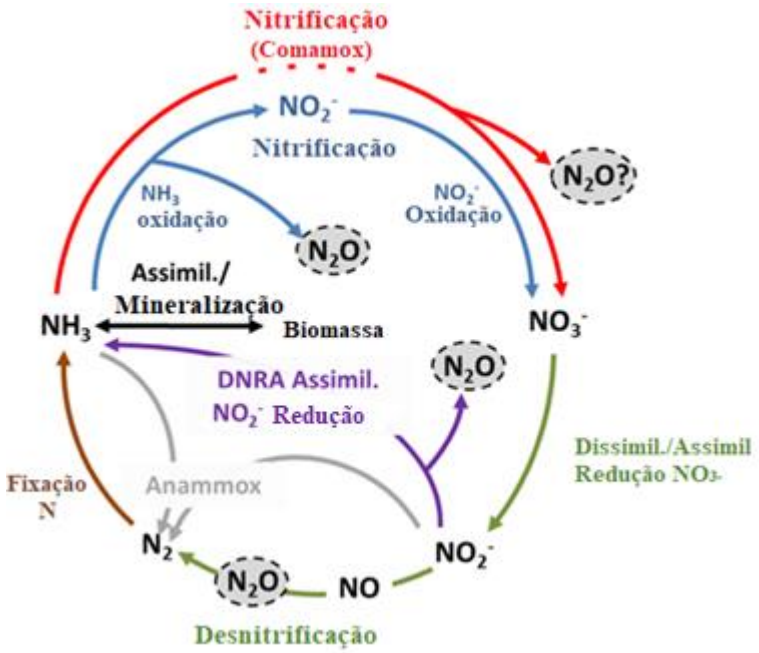
$$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^- \quad (1)$$
$$HCO_3^- + H^+ \rightarrow CH_4 + 3H_2O \quad (2)$$
$$4CH_3OH \rightarrow CO_2 + 2H_2O \quad (3)$$
$$4HCOO^- + 2H \rightarrow CO_2 + 2HCO_3^- \quad (4)$$
$$4H_2 + CO_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O \quad (5)$$

Fonte: LI; CHEN; WU, 2019.

Em relação as emissões de óxido nitroso na atmosfera são provenientes dos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação é um processo que ocorre em duas etapas, a primeira por bactérias oxidantes de amônia, que convertem o amônio em nitrito, e a segunda por bactérias oxidantes de nitrito, que convertem o nitrito em nitrato (FEE, 2010; KIM et al., 2010). Já na desnitrificação, o nitrato é reduzido para óxido nitroso (N_2O) ou nitrogênio

gasoso (N_2) (SABBA *et al.*, 2018). A Figura 10, a seguir, apresenta o ciclo do nitrogênio com as vias metabólicas do óxido nitroso.

Figura 10 - Vias metabólicas do óxido nitroso (N_2O)



Fonte: SABBA et al., 2018.

A produção de N_2O, quando a aeração não é limitada pode ser produzida pela oxidação incompleta da hidroxilamina (NH_2OH) em nitrito, ou ainda por decomposição química de intermediários (NOH) formado durante a oxidação do NH_2OH para nitrito (NO_2^-) (FEE, 2010). Se o oxigênio se tornar limitante, o N_2O pode evoluir por meio da desnitrificação, como um intermediário e as vezes como produto final da redução do nitrato (KIM et al., 2010). Pode ser emitido também no processo de desnitrificação por nitrificadores, como sendo um intermediário da redução do nitrito para N_2 (WRAGE-MÖNNIG *et al.*, 2018).

Han (2018), estudando os efeitos dos parâmetros operacionais em um processo de compostagem em grande escala, verificou que a maioria do N_2O (22% - 55%) foi produzido na fase mesofílica (15° a 43°C), proveniente do [NO_3 -N] da desnitrificação, enquanto na fase de resfriamento a produção de N_2O foram cerca de 11% -37% do total produzido a partir do [NH_4 -N] por nitrificação.

Outros fatores de impactos também podem resultar em emissões de N_2O, como por exemplo, maior teor de nitrato (ERMOLAEV *et al.*, 2015), e maior conteúdo de C orgânico intensificando o processo de desnitrificação (HENRY *et al.*, 2008), além do pH mais ácido do

substrato, que afeta as enzimas envolvidas no processo de desnitrificação por serem sensíveis a acidez (SAGGAR *et al.*, 2013).

Segundo Sanchez *et al.* (2015), o sucesso da compostagem está relacionado com a disposição do material em pilhas com tamanhos e porosidade adequados, pois favorecem a distribuição homogênea do oxigênio e evita regiões anaeróbias.

Geralmente, existe uma grande variabilidade em termos de emissão de GEE dependendo de diversos fatores como as características das matérias-primas, os parâmetros operacionais (estratégia de aeração) ou mesmo a escala do processo. Por exemplo, Yuan *et al.* (2016), relatou um fator de emissão máximo de GEE de 284,13 Kg CO_2eq por tonelada de matéria seca de lodo de esgoto não digerido desidratado em um reator aerado de 60L em escala piloto. Por outro lado, Maulini-Duran *et al.* (2013), encontraram menores fatores de emissão de GEE referentes à compostagem de lodo de esgoto em um reator aerado em escala piloto de 50L, variando de 4,98 a 9,90 Kg CO_2 por tonelada de matéria seca de lodo. No estudo de Pan et al. (2018), realizado com lodo desidratado e palha de trigo, encontraram fatores de emissão de GEE variando de 36,05 a 134,56 Kg CO_2 equivalente por tonelada de matéria seca em um reator de 150L durante a compostagem de escala de bancada (PAN *et al.*, 2018).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Este capítulo apresenta o delineamento metodológico detalhado para realização desta pesquisa. Inicialmente é descrita a área de estudo e dos aspectos do gerenciamento do lodo empregado na empresa de compostagem.

Em seguida, são descritos os métodos utilizados para cada etapa do estudo, e definição do escopo de análise, coleta de dados, metodologia para o cálculo das estimativas das emissões diretas do processo de compostagem, bem como da disposição em aterro sanitário para o efeito comparativo de emissões de gases de efeito estufa; caracterização do composto orgânico produzido.

3.1 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE JUNDIAÍ

Para a presente pesquisa, foi considerada uma empresa como estudo de caso com atuação na área de tratamento de esgotos sanitários - Companhia de Saneamento de Jundiaí – CSJ, empresa responsável pelo tratamento dos esgotos na cidade de Jundiaí, SP. Fundada em 1995 após uma concorrência pública de menor tarifa operacional, a Estação de Tratamento de Esgotos de Jundiaí – ETEJ foi construída. Desde a sua inauguração em 1998, a estação trata os esgotos provenientes de residências, comércio e indústrias.

Via rede pública de coleta e afastamento, a ETE recebe exclusivamente esgotos do município, e efluentes via caminhão tanque de fossas sépticas e grandes geradores individuais, como industrias e lixiviados coletados de aterros sanitários. Em média a ETEJ trata cerca de 2.753.177 m^3 de esgoto anualmente.

As operações unitárias da estrutura da Estação de Tratamento de Esgoto incluem, grades grossas e médias para a etapa de gradeamento, 3 lagoas de aeração com capacidade de 450.000 m^3 de cada para o tratamento biológico do esgoto, e 5 lagoas de decantação com capacidade de 352.000m^3 cada. A Figura 11, apresenta uma imagem vista de cima da área da ETEJ.

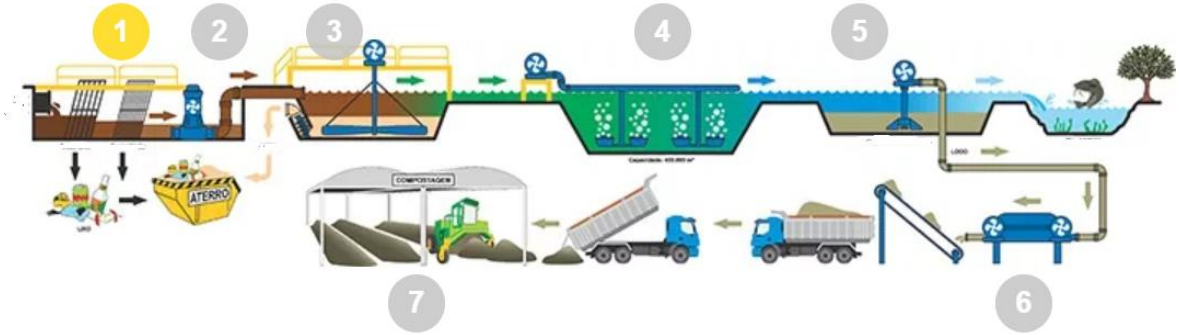
Figura 11 - Estação de Tratamento de Esgoto de Jundiaí

Fonte: Estação de Tratamento de Esgoto de Jundiaí - SP, 2021.

Os esgotos da ETEJ são tratados biologicamente pelo sistema de lagoas aeradas de mistura completa seguidas por lagoas de sedimentação. As lagoas aeróbias são dotadas de difusores flutuantes de membrana, sistema que não emite aerossóis, e garante uma concentração mínima de ar por toda a massa líquida, evitando o acúmulo de material no fundo da lagoa. Já a lagoa de sedimentação tem a finalidade de remover os sólidos em suspensão ou os flocos biológicos aglutinados na etapa anterior e viabilizar atendimento com vistas ao lançamento no corpo d'água, rio Jundiaí. Atualmente, a eficiência é de 95% em remoção de carga orgânica.

As etapas que compõem a fase líquida do tratamento de esgoto são apresentadas no fluxograma a seguir:

Figura 12 - Fluxograma do tratamento de esgoto ETEJ



Fonte: Estação de Tratamento de Esgoto de Jundiaí – SP, 2021.

Em que:

1. Gradeamento mecanizado, para remoção de sólidos grosseiros;
2. Bombas submersas, que elevam o esgoto até o tratamento;
3. Desarenador para a retirada da areia;
4. Lagoas de aeração com difusores de ar, simula um processo natural de oxidação biológica da matéria orgânica;
5. Lagoa de sedimentação, onde os flocos biológicos formados na etapa anterior sedimentam e são posteriormente dragados.

As unidades do tratamento da fase sólida são:

6. Dragagem do lodo e centrifugação para elevar o teor de sólidos;
7. Compostagem do lodo de esgoto.

Por sua vez, o lodo de esgoto depositado no fundo da lagoa de decantação é dragado e desidratado por centrifugação e enviado à planta de compostagem. A produção em média de lodo dragado é de 4.500 mil toneladas mensais.

3.1.1 Estrutura da unidade de Compostagem de lodo de esgoto

A Planta de Compostagem está localizada dentro da grande área da ETEJ e encontra-se em funcionamento desde de 2012. A instalação, Figura 13, consiste em três galpões abertos, sendo dois destinados a formação das leiras e o outro para o armazenamento, totalizando uma área de 30.670m², e uma área para o peneiramento com aproximadamente 1.800 m^2.

Os galpões são cobertos por um telhado de estrutura metálica e o chão com argila compactada. Na área externa aos galpões, o chão é concretado para melhor mobilidade dos caminhões no transporte do lodo. O sistema de drenagem é composto por canaletas em volta de toda a estrutura, e ainda, em casos de ocorrência de muita chuva, a planta conta com um espaço destinado a estocar o lodo em processo de compostagem.

Figura 13 - Estrutura da Planta de Compostagem

Fonte: Tera Ambiental, 2021

O Galpão 1 é destinado a formação de dez leiras de compostagem do tipo estáticas com aeração forçada com formato geométrico triangular, de comprimento 27m, base 7,0m e altura 3,5m. Já o galpão 2, composto por 40 leiras de revolvimento mecânico apresentam dimensões maiores com comprimento 248m; base 5,4m e altura 2,20m.

A capacidade de operação utilizada da planta de compostagem é de 200 t/dia de mistura (lodo de esgoto e resíduos orgânicos urbanos), com uma produção de 2.800 a 3000 t de fertilizante orgânico mensal de Classe B, segundo a Instrução Normativa - IN 61 de 2020 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento- MAPA e das normas as normas IN 25 de 2009 e IN 07 de 2016, que trazem especificações quanto a tolerância de contaminantes, bem como de nutrientes.

A entrada do lodo de esgoto proveniente da ETEJ na Planta de Compostagem é monitorada por meio de análises físico-químicas e microbiológicas, baseado nos parâmetros estabelecidos pela ETE, chamado de "Cadeia de Custódia" e em conformidade com a Resolução Conama 498 de 2020, que trata de critérios e procedimentos para a produção e aplicação de biossólido em solos. Observa-se que é vetada a entrada de lodos de aeroportos e de serviços de saúde, industrias metal mecânicas, farmacêuticas e de curtume, cavacos de madeira tratada e resíduos de Classe I. Ou seja, materiais que possam prejudicar a qualidade final do composto inviabilizando seu uso agrícola.

Os resíduos orgânicos urbanos, que são enviados também para a compostagem do lodo de esgoto (Quadro 4), são provenientes de indústrias alimentícias e de bebidas, indústrias de papel e celulose, jardinagem e estabelecimentos comerciais.

Quadro 4 - Resíduos Orgânicos Urbanos na Compostagem de lodo de esgoto.

Fonte	**Tipo de Resíduo**
Indústrias alimentícias e de bebida	Restos de alimentos e mercadorias fora do prazo de validade; além do lodo do tratamento das águas residuais geradas no processo de produção;
Indústria de papel e celulose	Cascas de pinus e eucalipto, cavacos de madeira;
Estabelecimentos comerciais	Shopping Centers, restaurantes, supermercados, que geram restos de frutas, legumes e verduras;
Podas de árvores e jardinagem	Podas de árvores brutas ou trituradas e gramas;

Fonte: Elaborada pela autora

3.1.2 Tratamento do lodo de esgoto por Compostagem Termofílica

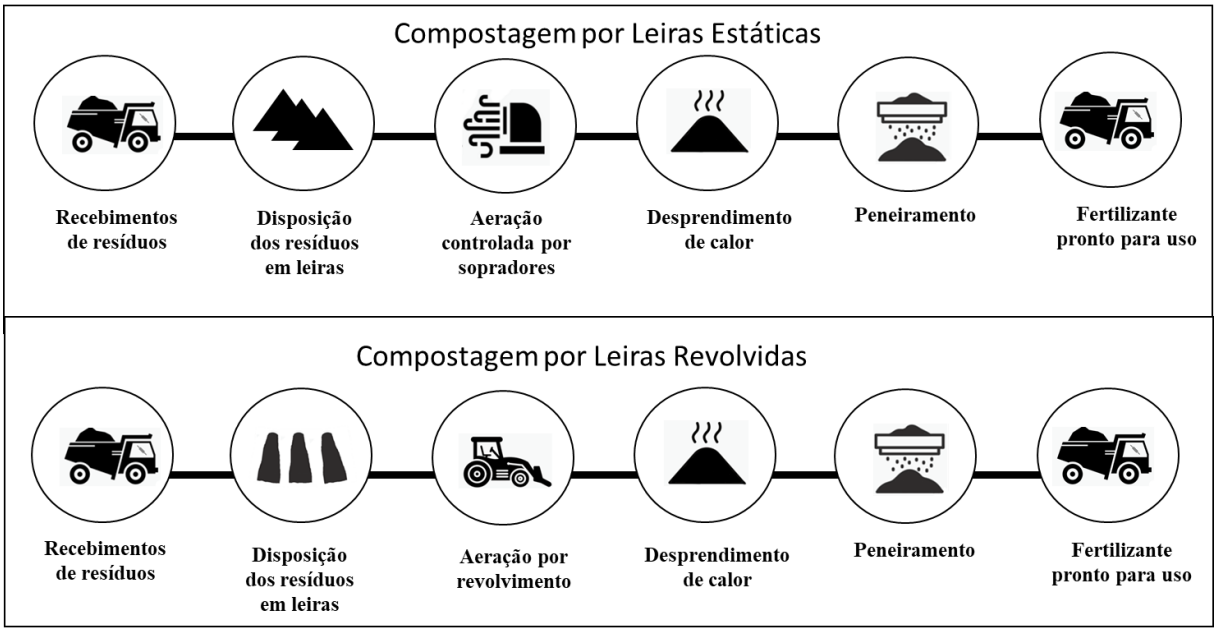
O lodo bruto produzido no sistema de tratamento de esgoto é enviado ao tratamento da fase sólida, que consiste inicialmente, na dragagem do lodo da lagoa de decantação por meio de bomba de sucção, e na desidratação por meio de centrífugas. Em seguida, a torta de lodo formada é enviada à planta de compostagem, localizada dentro da ETE.

O processo de higienização do lodo na ETE ocorre por meio de compostagem termofílica, do tipo leiras revolvidas e estáticas, em duas etapas. Na primeira, o lodo desidratado, com umidade em média de 80% é disposto em leiras. Na formação das leiras o lodo é misturado com resíduos orgânicos urbanos, com proporção que varia de 1:0,5 até 1:3 v:v

– lodo: estruturante, isso dependente das condições de umidade do lodo. Durante esse processo, as leiras de revolvimento mecânico são revolvidas diariamente por pás carregadeiras para a homogeneização da mistura e aeração do material. Já as leiras estáticas possuem sopradores de ar que garantem a aeração das leiras de compostagem. Nessa etapa não há o monitoramento de pH, temperatura e umidade das leiras.

Na segunda etapa do processo, as leiras de compostagem são enviadas ao galpão denominado “área de estoque” formando os lotes. Nesse momento, a manutenção de altas temperaturas permite a higienização e estabilização do lodo. O monitoramento da temperatura ocorre ao longo desse processo, porem as análises físico-químicas e microbiológicas ocorrem somente ao final desta etapa. O fluxograma do processo de compostagem é apresentado abaixo.

Figura 14 - Fluxograma do processo de compostagem de lodo de esgoto.



Fonte: Adaptado de Tera Ambiental, 2021.

Todo o processo de compostagem até a produção final de um composto orgânico tem duração média de 70 dias, sendo 30 dias na etapa de revolvimento das leiras e 40 dias de maturação na área de estoque, com temperaturas máximas de 65°C e redução de 50 a 60% da umidade ao final do processo. Por fim, o composto orgânico passa por um peneiramento, resultando em um produto fino, e de potencial agronômico, em que os nutrientes presentes são adequados para o uso em culturas. As sobras do peneiramento (cavacos de madeira) voltam como resíduos (material estruturante) na etapa da formação das leiras.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DO COMPOSTO ORGÂNICO FINAL

O composto utilizado para a caracterização é proveniente da empresa de compostagem localizada no município de Jundiaí. O composto orgânico é derivado do processo de compostagem do lodo de esgoto da ETEJ e resíduos orgânicos urbanos como, resíduos verdes, alimentos e madeira, como descritos anteriormente neste estudo.

Os dados para a caracterização do composto orgânico foram obtidos através de relatórios oficiais disponibilizados pela equipe técnica da Empresa de Compostagem. Os relatórios utilizados para esse estudo restringem-se a um universo de quatro amostras coletadas, lote 1, 3, 5 e 7 durante o ano de 2020. As amostras foram coletadas diretamente do galpão de compostagem, na fase de maturação e enviadas para um laboratório especializado. Os resultados foram expressos com base na matéria seca. As análises dos elementos químicos foram realizadas pelo laboratório Bioagri Ambiental Ltda, conduzida de acordo com a metodologia da U.S.EPA 6010 D-1 de 2018. As análises dos indicadores de patogenicidade foram realizadas pelo Instituto Agronômico/Centro de P&D em Solos e Recursos Ambientais/Microbiologia do Solo, seguindo as normas da U.S.EPA 199 part 503. Para os macronutrientes as análises foram realizadas pelo laboratório do Departamento de Ciência do Solo da ESALQ/USP, de acordo com as normas contidas no Manual de Métodos Oficiais para Fertilizantes minerais, orgânicos e Corretivos (MAPA, 2017). Os parâmetros avaliados foram: potencial agronômico, contaminantes inorgânicos (metais), e agentes patogênicos.

Para o potencial agronômico, foram investigados o conteúdo de carbono orgânico, capacidade de troca catiônica (CTC), capacidade de retenção de água (CRA), bem como, os macronutrientes N, P, K, Ca, Mg e S e a demanda por esses macronutrientes nas lavouras de soja, café, laranja e cana de açúcar. A demanda por esses macronutrientes nas lavouras foi comparado com a aplicação de 1 tonelada de composto orgânico por hectare. Em relação as exigências das culturas, estas foram retiradas da literatura e foram calculadas para a produção em 1ha, conforme a Tabela 11 a seguir.

Tabela 11 - Macronutrientes exigidos e produção esperada por 1 ha de cultivo

Cultura	**Quantidade de Produção**	**Macronutrientes exigidos**
Soja	2,5 toneladas de grãos	157KgN ha^{-1}; 15kgP ha^{-1}; 83kgK ha^{-1}; 42kgCa ha^{-1}; 25kgMg ha^{-1}; 5kgS ha^{-1}
Café	3 toneladas de grãos	157kgN ha^{-1}; 10kgP ha^{-1}; 156kgK ha^{-1}; 63kgCa ha^{-1}; 30kgMg ha^{-1}; 10kgS ha^{-1}
Laranja	18 toneladas de frutas	96kgN ha^{-1}; 4kgP ha^{-1}; 61kgK ha^{-1}; 160kgCa ha^{-1}; 9kgMg ha^{-1}; 9kgS ha^{-1}
Cana	100 toneladas de colmos	150kgN ha^{-1}; 20kgP ha^{-1}; 167kgK ha^{-1}; 100kgCa ha^{-1}; 52kgMg ha^{-1}; 45kgS ha^{-1}

Fonte: NPCT, 1996.

Para a análise dos aspectos legais do composto orgânico, a presença de patógenos, bem como os contaminantes inorgânicos (metais) foram analisadas em relação aos limites estabelecidos pela IN nº 7 do MAPA, normativa que regulamenta as tolerâncias do composto orgânico com registo no MAPA, a CONAMA 498 e as legislações internacionais, Norma 503 dos Estados Unidos e a Diretiva 86/278 EEC da União Europeia, que regulamenta o uso agrícola do biossólido.

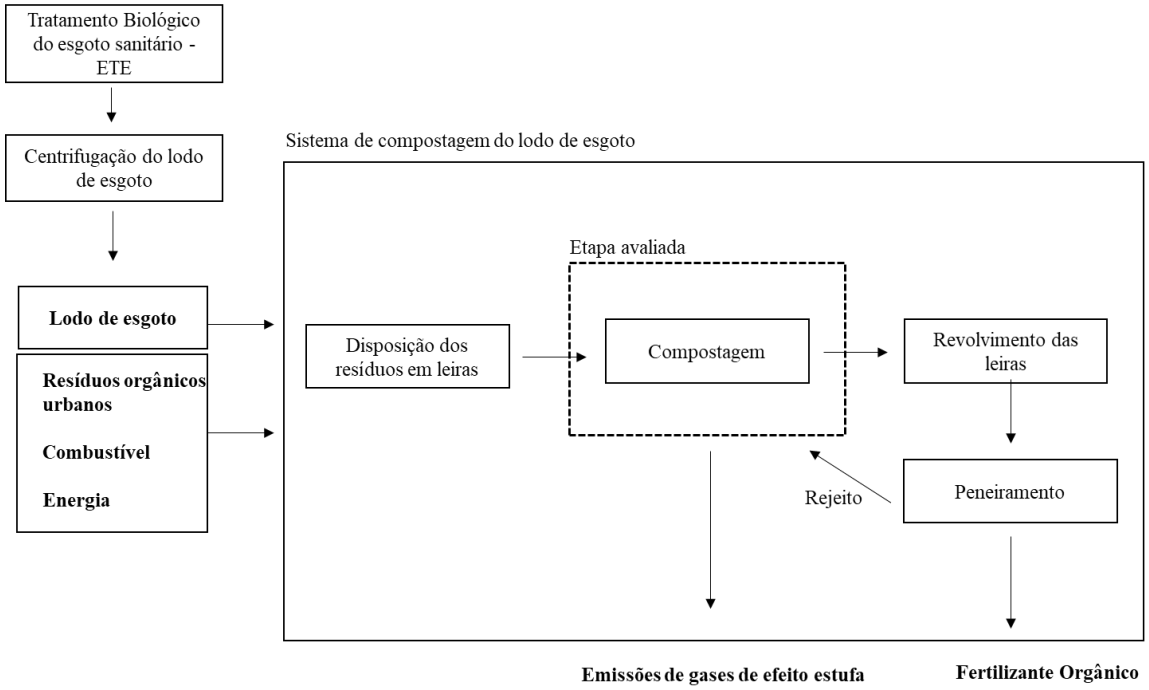
3.3 ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA DA COMPOSTAGEM DO LODO DE ESGOTO

O tratamento de resíduos por compostagem transforma a matéria orgânica e tem a finalidade de produzir um produto com propriedade condicionador de solo, o composto orgânico.

Durante o processo de compostagem são emitidos dióxido de carbono, metano e óxido nitroso (IPCC, 2006). No presente estudo, as emissões de CO_2 diretas da degradação da matéria orgânica não foram estimadas por serem consideradas de origem biogênica (IPCC, 2006), CH_4 e N_2O o GWP são 28 e 265 vezes maiores que o CO_2, bem como as estimativas do consumo de energia elétrica e consumo de combustível fóssil pelo maquinário utilizado no processo de produção do composto orgânico.

A etapa considerada na avaliação é o processo de degradação da matéria orgânica nas leiras, a compostagem em si. A Figura 15, ilustra o sistema avaliado.

Figura 15 – Sistema avaliado no estudo



Fonte: Elaborada pela autora.

Os dados para a quantidade de lodo de esgoto compostados foram obtidos por meio de contato via e-mail com o técnico responsável pelo processo de compostagem da empresa, os dados são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Quantidade lodo de esgoto compostados na empresa de compostagem

Resíduos enviados a compostagem	
	Total de Resíduos (Mi)
Ano	**t**
2015	17.547,000
2016	23.370,450
2017	29.429,520
2018	29.416,170
2019	12.417,744
2020	64.162,000
Total	**176.342,884**

Fonte: Elaborada pela autora, 2021. Mi: Quantidade de resíduos tratados.

A estimativa das emissões de toneladas de gás carbônico equivalente, para a etapa de degradação da matéria orgânica, foi realizada com base no método disponibilizado pelo *Intergovernamental Panel on Climate Change* (IPCC), para o período de seis anos, 2015 a 2020, período em que a empresa iniciou o Sistema de Gestão Ambiental, e apresenta dados de monitoramento de saída e entrada de resíduos.

No presente estudo, não foram realizados medições e monitoramento de emissões de GEE *in loco*, e dessa forma, os cálculos foram realizados utilizando-se valores (*default*) padrão para o fator de emissão (FE) do metano e óxido nitroso, disponibilizados na metodologia para Tratamentos Biológicos para resíduos do IPCC (2006). O GWP para esses gases foi definido de acordo com o quinto Relatório de Avaliação do IPCC sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2013).

A Tabela 13 apresenta os fatores de emissão, bem como o GWP do metano e óxido nitroso a serem introduzidos na equação (1) e (2). Os dados foram inseridos em uma planilha (MS-Excel) para realização dos cálculos e obtenção dos resultados.

Tabela 13 - Fatores aplicados as Equações 1 e 2.

Parâmetros	**Valor aplicado**	**Premissas**	**Fonte**
Mi	Conforme tabela 8	Quantidade de resíduos tratados pela compostagem	Empresa de Compostagem
FE_{CH4}	4	Fator de emissão padrão do metano na compostagem	IPCC (2006)
FE_{N2O}	0,24	Fator de emissão padrão do óxido nitroso na compostagem	IPCC (2006)
GWP_{CH4}	28	Potencial de Aquecimento Global	IPCC, 2014
GWP_{N2O}	265	Potencial de Aquecimento Global	IPCC, 2014

Fonte: IPCC 2006; IPCC, 2013.

Seguindo a metodologia do IPCC (2006), as emissões de metano (CH_4) da compostagem de lodo em CO_2 eq é fornecida pela Equação 1.

Equação 1- Emissão de metano da compostagem de lodo de esgoto IPCC, 2006

$$Emissões CH_4 = \sum (mi * FE_i) * 10^{-3}$$

Onde:

Emissões CH_4 = t CH_4 emitido no ano de inventário

Mi = massa de resíduos (lodo, madeira e alimentos) tratado pelo sistema de compostagem em toneladas (t)

EF_i = fator de emissão, g CH_4 /kg^{-1} de resíduo tratado para a compostagem

i = Compostagem

Já a equação geral para estimar a emissão de óxido nitroso (N_2O) da degradação da matéria orgânica durante o processo de compostagem em CO_2 eq é dada na Equação 2, (IPCC, 2006):

Equação 2 - Emissão de óxido nitroso da compostagem de lodo de esgoto IPCC, 2006

$$Emissões N_2O = \sum (mi * FE_i) * 10^{-3}$$

Onde:

Emissão N_2O = t N_2O emitido no ano de inventário;

Mi = massa de resíduo orgânico (lodo, madeira e alimentos) tratado pelo sistema de compostagem em toneladas (t)

EFi = fator de emissão, g N_2O/kg^{-1} de resíduo tratado para a compostagem

i = Compostagem

3.3.1 Cálculo das emissões de metano do Aterro Sanitário de Caieiras – Linha de Base

O cálculo de emissões de linha de base consiste em estimar a quantidade de metano gerado, caso o lodo de esgoto deixasse de ser enviado a compostagem, para ser destinado ao Centro de Tratamento de Resíduos, (CTR - Caieiras). O aterro é classificado como Aterro de Resíduos Classe II (Co Disposto) e recebe resíduos gerados nos municípios de São Paulo e de outras cidades da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), além de lodo de esgoto de Estação de Tratamento de Esgotos. A escolha pelo aterro de Caieiras se deu pelo fato de a

empresa de compostagem enviar o resíduo do tratamento de esgoto, o lodo, quando este não apresenta especificações, bem como o material gradeado, resíduos do desarenador e da caixa de gordura.

As emissões de metano provenientes da decomposição do lodo de esgoto de ETE disposto em aterros sanitários foram quantificadas com a metodologia do IPCC (2006), por meio da quantificação do decaimento de primeira ordem (FOD, sigla em inglês), Nível 1. O modelo FOD é elaborado com um fator exponencial e baseia-se em dados de atividade (quantidade de matéria orgânica degradável dos resíduos) e parâmetros do método IPCC FOD. A metodologia descreve a geração do metano da fração degradável de matéria orgânica dos resíduos dispostos no aterro ao longo dos anos, em que o metano gerado diminui gradualmente nos anos seguintes.

Informações da composição dos resíduos como a categoria e a tipologia são a entrada para o modelo, isso porque, cada resíduo possui uma determinada Fração de Carbono Degradável (DOC) que influenciará nos padrões de emissão de GEE. Adicionado a isso, os aspectos da região do aterro, como clima e solo, também são inseridos no modelo (IPCC, 2006).

Os fatores de emissão utilizados foram disponibilizados pelo IPCC (2006), conforme a Tabela 14. A tabela apresenta os Fatores de Emissões do lodo de esgoto, e outros parâmetros a serem introduzidos nas equações (5) e (6). Os dados foram inseridos em planilhas eletrônicas (Excel) do modelo IPCC 2006, para a realização dos cálculos e obtenção de resultados.

Tabela 14 – Parâmetros inseridos no modelo matemático do Decaimento de Primeira Ordem

Parâmetros	Valor aplicado	Premissas	Fonte
R	0,5	Eficiência de captura de metano assumida no presente trabalho para o aterro de Caieiras – SP.	CTR Caieiras
GWP_{CH4}	28	Potencial de Aquecimento Global para o metano	IPCC, 2014
OX	0,1	Fator de oxidação reflete a quantidade de metano do aterro que é oxidado no solo ou na cobertura do aterro. Para aterros cobertos e bem gerenciados	IPCC, 2019
F	0,5	Fração de metano para o gás de aterro	Project Design Document – Caieiras, SP (UNFCCC, 2013)
DOC_f	0,77	Alta fração biodegradável no resíduo brasileiro.	Project Design Document – Caieiras, SP. IPCC, 2019
MCF	1	Fator de correção de metano considerado para aterros sanitários anaeróbios	Project Design Document – Caieiras, SP.
DOC_j	0,05	Fração de carbono orgânico degradável para o lodo de esgoto.	IPCC, 2019
K_j	0,4	Levou em consideração o clima do estado de São Paulo, utilizou a variável *Tropical and Wet* (Tropical úmido).	IPCC, 2019
X	2015 - 2020	Ano do monitoramento dos resíduos	Empresa de compostagem

Fonte: UNFCC, 2013; IPCC, 2019;

Considerando que o metano é gerado com a degradação da matéria orgânica em condições anaeróbias, parte do metano é oxidado na cobertura do aterro sanitário, ou pode ser recuperado por energia ou queima. Nesse sentido, as emissões de CH_4 do aterro será menor do que a quantidade gerada, isso porque, o metano recuperado é subtraído da quantidade de metano gerado. Adicionalmente, a fração de CH_4 que não é recuperado tem o potencial de oxidar na camada de cobertura do aterro. As emissões da queima do biogás e da produção de energia não foram contabilizadas nas estimativas.

Nesse sentido, as emissões de metano no aterro sanitário são determinadas pela equação (3).

Equação 3 - Emissão da disposição de lodo de esgoto no aterro sanitário IPCC, 2006

$$Emiss\tilde{o}esCH_4 = \left[\sum CH_4\ Gerado_{x_iT} - R_T\right] * (1 - Ox_T)$$

Onde,

$Emiss\tilde{o}esCH_4$	Emissões totais de Metano no ano de referência em metano gerado	$[tCH_4]$
$GeradoCH_4$	Metano gerado no Aterro	$[tCH_4]$
R	Metano Recuperado no ano de referência	$[tCH_4]$
Ox	Fator de Oxidação (fração)	[adimensional]
x	Categoria de resíduo ou tipo de material	
T	Ano do Inventário	

Os parâmetros necessários para o cálculo da quantidade de metano gerada no aterro dependem de informações dos tipos de resíduos e características do aterro sanitário e pode ser determinada pelas equações a seguir (4), (5), (6) e (7).

O potencial de geração de metano no aterro ao longo dos anos pode ser estimado com base nos valores e composição dos resíduos descartados em aterro, como a quantidade de carbono degradável do resíduo e as práticas de gerenciamento de resíduos no local de disposição. A base para o cálculo é a quantidade de Carbono Orgânico Degradável depositado no ano de referencia (DOCm), conforme definido na Equação 4.

Equação 4 - Massa de DOC depositada IPCC, 2006

$$DDOC_{m_i} = W_i * DOC_i * DOC_f * MCF$$

Onde,

$DDOC_m$	Massa de DOC depositado no ano inventariado;	$[tC]$
Wi	Massa dos resíduos depositados;	$[t\ de\ Resíduo]$
DOC	Fração de COD presente nos Resíduos;	$[tC/\ t\ de\ Resíduo]$

DOC_f	Fração de COD nos resíduos que decompõe em condições anaeróbias;	[%]
MCF	Fator de Correção de Metano (Fração dos resíduos que decompõem em condições aeróbias);	[%]
i	Tipo de material constituinte do resíduo	

A base FOD é a reação de primeira ordem, onde a geração de metano depende apenas do total do material em decomposição atualmente no local, ou seja, o ano em que o material residual foi depositado no aterro é irrelevante para a quantidade de metano gerado a cada ano. Dessa forma, os cálculos FOD podem ser feitos pelas Equações (5) e (6), com a reação de decaimento começando 6 meses após a deposição. Esse valor padrão é fornecido pelo IPCC e considera que a produção de metano não se inicia imediatamente após a deposição dos resíduos, e supõe que a reação inicia em 1º de janeiro do ano posterior a deposição, o que equivale a um tempo médio de atraso de seis meses antes do início da decomposição do metano (IPCC, 2006).

Equação 5 - DOC acumulada no aterro no final do ano T IPCC, 2006

$$DOCD_{ma_{T_i}} = DOCD_{mdT} + \left(DOCD_{ma_{(T-1)_i}} * e^{-k_i}\right)$$

Onde,

$DOCD_{maT}$	Massa de DOC acumulada no aterro	[tC]
$DOCD_{mdT}$	Massa de DOC depositado no ano inventariado	[tC]
$DOCD_{ma_{(T-1)_i}}$	Massa acumulado no aterro no fim do ano T	[tC]
k	Taxa de geração de CH_4	[adimensional]
T	Ano do Inventário	
i	Tipo de material constituinte do resíduo	

Equação 6 - DOCm decomposto no aterro no final do ano T IPCC, 2006

$$DOCD_{mdecomp_{T_i}} = DDOC_{ma_{(T-1)_i}} * (1 - e^{-k_i})$$

Onde,

$DOCD_{mdT}$	Massa de DOC depositado no aterro no ano T	$[tC]$
$DDOC_{ma(T-1)_i}$	Massa de DOC acumulado no aterro no final do ano T	$[tC]$
$DOCD_{mdecomp_{T_i}}$	Massa de DOCm decomposta no aterro no ano T	
k	Taxa de geração de CH_4	
T	Ano do Inventário	
i	Tipo de material constituinte do resíduo	

Por fim, a geração de metano é dada pela equação (7), considerando a fração de CH_4 gerada no aterro e a razão da massa molecular entre CH_4 e C.

Equação 7 - Metano gerado pela disposição de lodo de esgoto IPCC, 2006

$$GeradoCH_4 = DOCD_{mdecomp} * F * \frac{16}{12}$$

Onde,

$GeradoCH_4$	Metano gerado no aterro	$[tCH_4]$
$DOCD_{mdecomp}$	Massa de DOCm decomposto no aterro no ano T	$[tC]$
F	Fração de CH_4 no gás gerado no aterro	[%]
$16/12$	Razão da massa molecular CH_4/C	$[tCH_4/tC]$
T	Ano do Inventário	
i	Tipo de material constituinte do resíduo	

Portanto, os cálculos consideram a quantidade de DOC decomponível no local de descarte, tendo em conta a quantidade depositada em cada ano e o remanescente dos anos anteriores. Essas premissas são usadas para calcular a quantidade de DOC que se decompõe em CH_4 e CO_2 a cada ano. Assim, o modelo FOD estima a quantidade de metano gerado a partir do DDOCm e subtrai o metano recuperado e metano oxidado no material de cobertura para fornecer a quantidade de metano emitida (IPCC, 2006).

3.3.2 Emissões evitadas com a prática de compostagem do lodo de esgoto

Com os resultados obtidos das emissões do aterro sanitário (linha de base) e do processo de compostagem para o lodo de esgoto é possível calcular as reduções de gases de efeito estufa em CO_2 equivalente com a prática de compostagem, conforme a equação (8).

Equação 8 - Reduções em CO_2 equivalentes com a prática de compostagem aplicada ao lodo de esgoto.

$$Redução esGEE = Emissões Aterro - Emissões Comp$$

Onde:

$Redução es_{GEE}$ = Reduções de gases de efeito estufa em CO_2 equivalente no ano y (tCO2eq/ano);

$Emissões_{ATERRO y}$ = Emissões de CO_2 equivalentes no aterro no ano y (tCO2eq/ano);

$Emissões_{COMP y}$ = Emissões de CO_2 equivalente na compostagem no ano y (tCO2eq/ano);

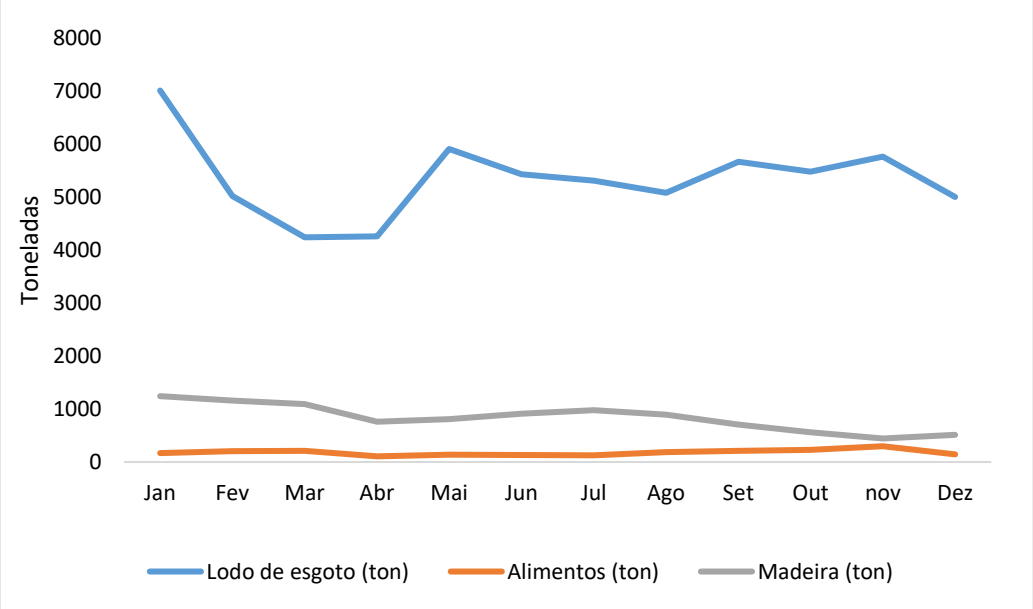
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados são apresentados em duas seções. A primeira é a caracterização do composto final produzido, considerando os aspectos físico-químicos, microbiológicos e potencial agronômico, a partir de laudos da empresa. A segunda seção, refere-se aos cálculos para estimar as emissões de gases de efeito estufa da prática de compostagem de lodo de esgoto e as emissões evitadas quando o lodo de esgoto deixa de ir para o aterro sanitário.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO COMPOSTO FINAL

A empresa de compostagem, no ano de 2020, recebeu mais de 76 mil toneladas de resíduos, sendo o lodo de esgoto o resíduo de maior volume, 84% dessa massa, seguida 13,2% de madeira e resíduos verdes, e cerca de 2,8% de alimentos. A Figura 16, apresenta a quantidade de resíduos enviados para a compostagem ao longo do ano de 2020.

Figura 16 - Quantidade de resíduos em toneladas enviados à compostagem em 2020



Fonte: Elaborada pela autora

O composto orgânico produzido é registrado no MAPA como fertilizante orgânico composto, de classe B, segundo a normativa do MAPA IN nº 61 de 2020, por possuir como principal matéria-prima, o lodo de esgoto. O fertilizante produzido é comercializado a granel a

distâncias de até 400km e destina-se a grandes produtores de cana-de-açúcar, citros e café. Também é comercializado para a produção de plantas ornamentais, parques e jardins.

4.1.1 Potencial Agronômico

O composto orgânico, baseado na normativa IN nº 61 de 2020, atendeu a todos os requisitos, sendo eles: a umidade, N total, carbono total e a relação de C/N, conforme apresentado na Tabela 15.

O conteúdo total de carbono do composto orgânico é de 175g/kg e uma alta capacidade de troca catiônica (CTC), indicando que o composto apresenta grau de estabilidade e maturação. Segundo Ronquim (2010), valores altos para CTC favorecem a liberação dos nutrientes gradualmente, mantendo a fertilidade do solo por um período mais prolongado e, tem o potencial de minimizar os efeitos acumulativos de sucessivas aplicações de fertilizantes.

Tabela 15 - Características físico-químicas do composto orgânico (base seca) produzido na empresa de compostagem e os limites estabelecidos pela IN 61 de 2020 do MAPA.

Parâmetros	**Concentrações médias[1]**	**IN 61 de 20 - Para fertilizante orgânico composto**
Umidade (%)	35, 5 ± 3,05	máx. 50%
C/N	10,75	máx. 20%
Carbono total (%)	17,58 ± 3,17	min. 15%
CTC (mmol/kg)	486,67	conforme declarado
CRA (%)	81,33	conforme declarado
pH (CaCl2mol/L)	7,75 ± 0,37	conforme declarado
N - total (kg/t)	16,3 ± 1,5	min. 05%
P2O5 - total (kg/t)	32,8 ± 7,9	conforme declarado
K2O - total (kg/t)	11,8 ± 1,3	conforme declarado
Ca- total (kg/t)	58,8 ± 15	conforme declarado
Mg- total (kg/t)	10,8 ± 2,2	conforme declarado
S- Total (kg/t)	10,8 ± 4,3	conforme declarado

1: Médias seguidas do desvio padrão. CTC: Capacidade de Troca Catiônica. CRA: Capacidade de Retenção de Água. Conforme declaro: Não há limites estabelecidos na legislação.

Os nutrientes com maiores teores em sua composição foram cálcio, fósforo, seguidos de nitrogênio e potássio. Segundo, Moretti, et al., (2015), valores mais altos para o cálcio pode ser decorrente do incremento de resíduos vegetais no processo de compostagem do lodo de

esgoto. Do mesmo modo, o potássio e o magnésio, que apresentaram no laudo que serviu como base ao presente estudo, concentrações elevadas se comparados com outros compostos de lodo de esgoto, 1,5 g kg^{-1} para K e 2,5 g kg^{-1} para Mg (RIBEIRO, 2018), e 0,9 g kg^{-1} para K e 3 g kg^{-1} para Mg (MANCA et al., 2020), se justifica possivelmente pela adição de uma diversidade de resíduos urbanos orgânicos, que proporcionam um balanço nutricional no produto final.

Para o nitrogênio, o valor médio encontrado se assemelha com o de Moretti et al., (2015), e Ribeiro (2018), na ordem de 18 e 16,2 g kg^{-1} respectivamente, entretanto, para o fósforo os valores são menores, na ordem de 12 e 15,7 g kg^{-1}, abaixo do encontrado no presente estudo. Compostos orgânicos ricos em P são uma boa alternativa para repor o estoque de fósforo no solo, já que apresenta quantidades insuficientes, e além disso, pode ter sua disponibilidade para as plantas reduzidas, caso ocorra sua fixação no solo (NPCT, 1996).

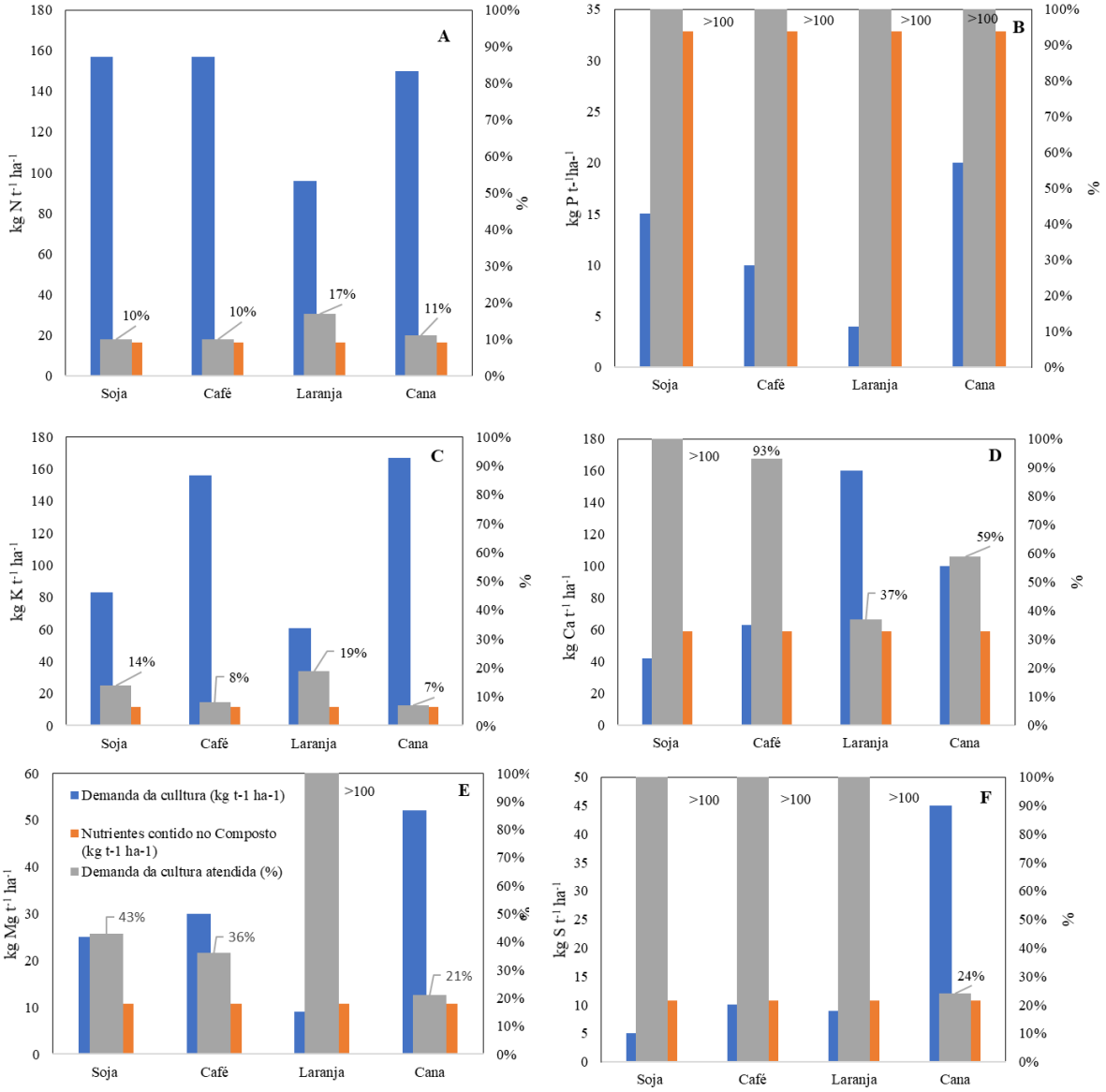
A presença desses nutrientes representa um aspecto a ser valorizado e reconhecido tanto para o sistema solo- planta, quanto para o mercado de insumos agrícolas. A Figura 17, mostra a porcentagem do conteúdo de macronutrientes encontrados no composto orgânico em relação as demandas das culturas de soja, café, laranja e cana de açúcar, e são discutidas a seguir.

A concentração de N (16,3 kg ton $^{-1}$) atendeu as necessidades da cultura em um percentual de 10% para a soja e café, 11% para a cana e 17% para a laranja. No composto, o teor de nitrogênio tende a ser inferior ao do lodo de esgoto, o que pode exigir o ajuste da dose aplicada, caso o uso agrícola do composto não supra a demanda de N exigida pela cultura (MORETTI et al., 2015). Amorim Junior et al., (2021), avaliaram o potencial agronômico do biossólido aplicado as culturas de soja e laranja e chegaram a valores superiores de atendimento as demandas de N, na ordem de 20% para a soja e 33% para a laranja. Contudo, comparado ao biossólido, a aplicação do composto reduz ainda mais os riscos de lixiviação de nitrato pela imobilização do nitrogênio mineral em formas orgânicas mais estáveis, com liberação lenta no solo (MORETTI, et al., 2015).

Com relação ao P, o conteúdo do composto orgânico era de 32,8 kg ton $^{-1}$, e o percentual de atendimento às necessidades das culturas fora maior que 100% para todas as culturas, sendo 219% para a soja, 328% para o café, 820% para a laranja e 164% para a cana. Faria et al., (2018), explicam que a importância do P encontrado no composto orgânico está em sua biodisponibilidade, que permite seu uso pelas plantas, e em sua função nutricional, principalmente em solos tropicais com níveis muito baixos de P. Segundo Lima (2011), o efeito do composto orgânico quando aplicado no solo tem o potencial em diminuir a precipitação/adsorção de P, e diferente do que ocorre naturalmente no solo, onde o P tem baixa

biodisponibilidade, e é fortemente absorvido nos argilominerais do solo tropical, a maior parte desse elemento a partir do composto orgânico estão prontamente disponível para as plantas nos primeiros meses do ciclo de produção.

Figura 17 - Conteúdo de macronutrientes encontrado no composto orgânico em relação às demandas das culturas de soja, café, laranja e cana de açúcar



N: nitrogênio (A); P: Fósforo (B); K: Potássio (C); Ca: Cálcio (D); Mg: Magnésio (E); e S: Enxofre (F)
Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Os experimentos realizados pela APTA (2013), demonstraram que a adição de composto de lodo de esgoto na cultura de cana de açúcar reduziu em até 60% os custos com aplicação de fertilizantes nitrogenados e fosfatados, além de ter um aumento de 30% na

produtividade e uma menor redução na produção de cana após o primeiro corte. Segundo Hernandez et al. (2019), os compostos orgânicos podem substituir parte ou todos os fertilizantes sintéticos usados no cultivo, aumentando ao mesmo tempo o estoque de matéria orgânica do solo.

O conteúdo de K atingiu valores baixos para as culturas de café e cana, 8 e 7% respectivamente. Segundo Bittencourt et al., (2014), valores baixos de potássio no lodo de esgoto são esperados, devido ao nutriente ser solúvel em água, e consequentemente valores abaixo no composto, por ser o lodo a principal matéria prima de sua composição.

Além disso, no solo apenas uma parte está disponível para as plantas ao longo do seu desenvolvimento, pelo fato do potássio se movimentar para a raiz por difusão, um processo que ocorre lentamente (NPCT, 1996). Portanto, recomenda-se a combinação de composto de lodo de esgoto e fertilizantes minerais (BOEN; HARALDSEN, 2011). Todavia, alguns estudos demonstraram que o aumento da concentração de potássio pode ocorrer durante o processo de compostagem, com a adição de materiais ricos nesse nutriente, como é o caso do composto de lodo de esgoto com casca de pupunha, que obtiveram um aumento de até 100% de K quando a relação lodo : casca era de 1:3 (NUNES et al., 2013).

No presente estudo, o Ca atendeu 140% e 93% as necessidades das culturas de soja e café, respectivamente. Para as culturas, de laranja e cana que são mais exigentes quanto ao Ca, o composto de lodo de esgoto atendeu em 37% a cultura da laranja e 59% para a cana. Em relação ao Mg, o percentual de atendimento para a soja foi de 43%, para o café 36% e 21% para a demanda da cana. A laranja teve o melhor desempenho com 120% de atendimento a demanda.

O S atendeu em mais de 100% as necessidades das culturas de soja, café e laranja, no entanto, na cultura de cana o percentual atendido foi parcial, chegando a 24%. A presença de enxofre em fertilizantes é importante pois permite a sua reintrodução em solos deficientes causados pela mineralização e erosão, além ser essencial para uma maior produtividade da cultura (SCHERER, 2001).

O teor total de macronutrientes no composto orgânico avaliado pras as culturas de soja, café, cana e laranja no presente estudo, não estará prontamente disponível as culturas, por acontecer de forma gradual conforme a mineralização e decomposição natural do material. As doses aplicadas para o atendimento as exigências de macronutrientes das culturas deve ser previsto em projeto agronômico, levando em consideração a disponibilidade de nutrientes e as características do solo e da cultura.

4.1.2 Contaminantes – Metais pesados

Ao considerar as aplicações agrícolas do composto de lodo de esgoto, é importante conhecer quais substâncias tem o potencial de causar danos para o solo e culturas. No Brasil, o uso agrícola está regulamentado pela normativa do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento IN nº 61, e adicionalmente a IN nº 7 que traz especificações em relação a tolerância de contaminantes inorgânicos (metais) e patogênicos. A Tabela 16 compara os valores da amostra do composto em relação aos limites estabelecidos pela legislação brasileira e internacional dos Estados Unidos e da União Europeia.

Tabela 16 - Concentração de metais no composto orgânico em comparação com a legislação brasileira e internacional

Contaminante - Metais Pesados	Resultado	IN 07 de 2016 - Limites máximos de contaminantes	CONAMA 498/2020 Classe 1	Norma 503 (EUA)	Diretiva 86/278 CEE (União Europeia)
Arsênio (As) mg/kg	4,3 ± 0,82	20,0	41,0	75,0	NA
Cádmio (Cd) mg/kg	0,8 ± 0,17	3,0	39,0	85,0	3,0
Chumbo (Pb) mg/kg	19,9 ± 5,05	150,0	300,0	840,0	300,0
Cobre (Cu) mg/kg	305,8 ± 34,39	NA	1500,0	4300,0	400,0
Cromo hexavalente (Cr) mg/kg	0,7 ± 0,21	2,0	1000,0	NA	135,0
Mercúrio (Hg) mg/kg	0,2 ± 0,06	1,0	17,0	57,0	1,0
Molibdênio (Mo) mg/kg	6,6 ± 1,86	NA	50,0	75,0	NA
Níquel (Ni) mg/kg	22,5 ± 4,92	70,0	420,0	420,0	75,0
Selênio (Se) mg/kg	6,7 ± 1,26	80,0	36,0	100,0	NA
Zinco (Zn) mg/kg	952,5 ± 192,42	NA	2.800,00	7.500,00	300,00

NA: Não se aplica. Fonte: Dados da pesquisa, (1) Brasil, 2016; 2020;

Os valores encontrados para as concentrações de contaminantes inorgânicos no composto de lodo de esgoto estão dentro dos limites estabelecidos pela Instrução Normativa 07/2016, e para a Resolução CONAMA 498/2020. Em relação as normativas internacionais para o uso agrícola do biossólido, Norma 503 e Diretiva 86/278 CEE, as concentrações de metais foram bem abaixo do limite permitido. Não há valores limitantes para os metais pesados considerados micronutrientes, como o Cu, Mo e Zn, na normativa para fertilizantes orgânicos compostos com aplicação no solo, registrado no MAPA. Comparativamente, esses micronutrientes na resolução CONAMA 498/2020, apresentam também valores bem abaixo,

com um teor percentual de 30% de Cu, 13,2% de Mo e 34% de zinco, em relação ao limite estabelecido pela normativa.

O estudo atual demonstrou uma concentração de chumbo (19,9 mg kg $^{-1}$) bem abaixo do máximo permitido. Teores semelhantes para este metal também foram demostrados por Moretti (2015) com valores na ordem de 19,7 mg kg^{-1}, e valores mais baixos (7,2 mg kg $^{-1}$) para composto de lodo de esgoto e cana de açúcar (RIBEIRO, 2018). Em contrapartida Bozym e Siemiatkowski (2018), relataram conteúdo de chumbo de 36 mg kg^{-1} no composto de lodo de esgoto e madeiras trituradas.

Os valores observados para o cádmio e zinco 0,8 e 952,5 mg kg^{-1} respectivamente, apontam ser um ponto positivo para o uso agrícola do composto de lodo de esgoto, pois, de acordo com Nogueira et al., (2010), são considerados metais móveis e indicam maior potencial para contaminar o solo e água. Os efeitos tóxicos de metais pesados no solo são frequentemente causados por altas concentrações de metais pesados no lodo de esgoto, particularmente os mais móveis como o cádmio, e o zinco, e isso sugere que o controle da quantidade de aplicação do composto pode ser uma forma eficaz de reduzir a fitotoxicidade dos metais pesados (LIU, 2016).

As concentrações de metais pesados são influenciadas pelas características da bacia de esgotamento, local de geração do lodo de esgoto. Segundo Hooda (2010), esgotos predominantemente domésticos possuem concentrações menores de metais se comparado a bacias de esgotamento que recebem esgotos industriais. Apesar da ETE Jundiaí receber lodo industrial, é vetada a entrada de lodos de aeroportos, serviços de saúde, industrias metal mecânicas, farmacêuticas e de curtume, cavacos de madeira tratada e resíduos Classe I, que são resíduos com maiores concentrações de metais pesados. Os resultados baixos para o Cr, Hg e Pb corroboram para a o tipo de lodo que é vetado na ETE.

Além disso, os processos de compostagem em geral tendem a contribuir para diminuir a disponibilidade de metais no solo, Zn, Cu, Cr, Pb, Hg, Se, Cd, (AMIR et al., 2005; SMITH, 2009; MORETTI; BERTONCINI; ABREU-JUNIOR, 2015). De acordo com Leite (2015), as reduções relatadas para o lodo de esgoto da ETE de Jundiaí foram de 85% para o zinco, 75% para o Cu, 67% para o Níquel, 60% para o Pb, 65% e 65% para o Cr após a compostagem. As reduções podem ser resultado do efeito de diluição decorrente da adição do material estrutural, pela acumulação dos metais nas substâncias húmicas produzidas no processo de compostagem, decorrente da sua capacidade de troca de cátions (BERTONCINI et al., 2008) ou quando os

metais formam íons complexos (MOH+) e tornam-se indisponíveis para as plantas (RIBEIRINHO, 2016).

Para Collivignarelli et al. (2019b), quando os limites para metais pesados estabelecidos pelas legislações são atendidos, o uso do composto de lodo de esgoto na agricultura é segura, e não tem o potencial de causar danos ao meio ambiente. Para além, o composto no solo, atua diretamente nas propriedades químicas, físicas e biológicas, com a incorporação de matéria orgânica (LAL, 2015), promove estabilidade aos agregados do solo, reduzindo a erosão e a lixiviação de nutrientes (PERSIANI et al., 2019), e permite o controle de microrganismos patogênicos às plantas (PANE et al., 2016).

4.1.3 Microrganismos patogênicos

A Tabela 17 apresenta as concentrações de microrganismos patogênicos encontrados no composto de lodo de esgoto em comparação com a legislação IN 07/2016.

Tabela 17 - Concentração de microrganismos patogênicos em composto orgânico de lodo de esgoto em comparação com a legislação brasileira

Contaminantes microbiológicos	**Resultado**	**IN 07 de 2016 - Limites máximos de contaminantes**	**Conama 498**	**Norma 503 (EUA)**		**Diretiva 86/278 CEE (União Europeia)**	
			Classe 1	**Classe A**	**Classe B**	**Classe A**	**Classe B**
Coliformes termotolerantes NMP/g de MS	0	1000	1000	1000	$< 20^6$	1000	$< 10^5$
Ovos viáveis de helmintos	0,2 ± 0,03	1 nº em 4g ST	< 0,25 em g^{-1} TS	< 1 em $4g^{-1}$ TS	NA	NA	NA
Salmonella sp	Ausente	Ausência em 10g de matéria seca	ND	< 3 NMP	NA	ND	NA

NA: Não se aplica; ND: Não detectável; NMP: número mais provável; MS: Matéria Seca; ST: sólidos totais. Fonte: Dados da pesquisa, (1) Brasil (2016).

As concentrações de microrganismos patogênicos estão dentro da faixa limite estabelecido pela norma IN 07/2016. Em relação as normativas internacionais, Norma 503 e Diretiva 86/278 CEE, o composto de lodo de esgoto do presente estudo também apresentam valores abaixo do limite estabelecido e são classificados como A. As altas temperaturas que

ocorrem no processo de compostagem da empresa, que atingem 65°C, resultam na higienização do composto, que resultam em concentrações baixas de ovos viáveis de helmintos, e ausência de salmonela e coliformes termotolerantes. Ausência de bactérias do tipo salmonela também foi demonstrado por Moretti et al., (2015) e Bortolini (2018), nestes casos, com ausência detectada já no lodo de esgoto, em contrapartida coliformes termotolerantes, ausente no estudo atual, foram identificados pelos autores.

Para ovos viáveis de helmintos foi obtido um valor 0,05 por grama de ST, mesmo resultado encontrado em estudo anterior realizado por Leite (2015), do composto do lodo de esgoto da ETEJ. Ausência para ovos viáveis de helmintos foram obtidos nos estudos de Teixeira (2012), Bortolini (2018) e Moretti (2015), em que o processo de compostagem tem duração de 20, e 120 dias respectivamente.

Em comparação com a resolução CONAMA 498/2020 as concentrações de microrganismos patogênicos também estão dentro do limite estabelecido, sendo classificado como A, sem restrições de uso em cultivos de alimentos consumidos crus, pastagens e forrageiras. Da mesma forma, o composto de lodo de esgoto, classe B, registrado no MAPA, pode ser aplicado em grandes culturas, como a soja, eucalipto, café, milho, cana-de-açúcar, além de hortaliças e frutíferas de clima temperado e adubação de gramado, plantas ornamentais e jardins.

Portanto, a compostagem como tratamento alternativo de lodo de esgoto tem o potencial de higienização e estabilização da matéria orgânica, além de resultar em um produto seguro para o uso agrícola, desde que respeitadas as exigências técnicas e legais.

4.2 ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA DO ATERRO SANITÁRIO – CENÁRIO BASE

Os valores encontrados para as emissões de metano no CTR de Caieiras, SP consideram uma taxa de eficiência na captura do gás de metano de 50%.

O inventário das emissões de metano no aterro sanitário resultou em 56.758,719 toneladas de CO_2eq lançados na atmosfera, caso o lodo de esgoto tratado por compostagem fosse destinado ao aterro sanitário. No primeiro ano de disposição avaliado no trabalho, não são contabilizadas emissões de metano no modelo de decaimento de primeira ordem, pois o modelo prevê um atraso de seis meses para o início da decomposição da matéria orgânica. Esse valor

padrão é fornecido pelo IPCC (2006) e considera que a produção de metano não se inicia imediatamente após a deposição dos resíduos, e supõe que a reação inicia em 1º de janeiro do ano posterior a deposição, o que equivale a um tempo médio de atraso de seis meses antes do início da decomposição do metano.

No Quadro 5, são apresentadas as emissões de metano em CO_2e para lodo de esgoto destinado ao aterro sanitário no período de 2015 a 2020.

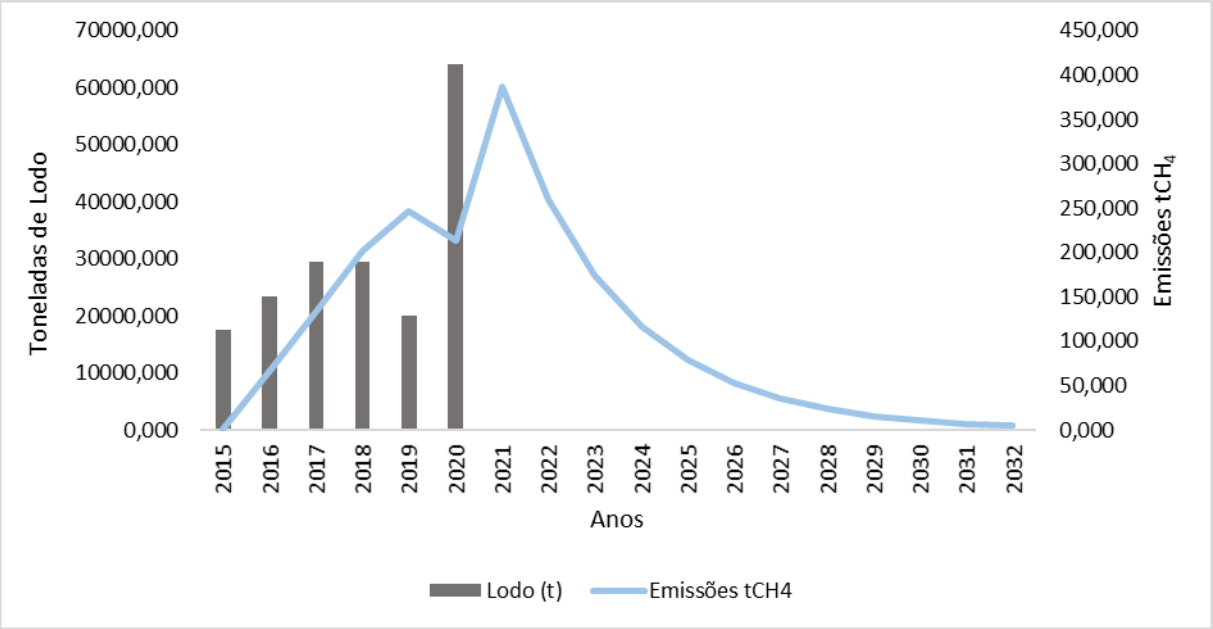
Quadro 5 - Emissões de CH_4 para o lodo de esgoto no aterro sanitário

Ano	**Lodo (t)**	**Emissões tCH_4**	**Emissões tCO_2eq**
2015	17547,000	0,000	0,000
2016	23370,450	66,816	1870,835
2017	29429,520	133,778	3745,780
2018	29416,170	201,736	5648,603
2019	19917,744	247,239	6922,680
2020	64162,000	213,013	5964,372
2021	0,000	387,103	10838,894
2022	0,000	259,483	7265,528
2023	0,000	173,937	4870,229
2024	0,000	116,593	3264,612
2025	0,000	78,155	2188,335
2026	0,000	52,389	1466,885
2027	0,000	35,117	983,282
2028	0,000	23,540	659,114
2029	0,000	15,779	441,817
2030	0,000	10,577	296,159
2031	0,000	7,090	198,521
2032	0,000	4,753	133,073
Total	**183.842,884**	**2.027,097**	**56.758,719**

Fonte: Elaborada pela autora

As emissões a partir do ano de 2021 são referentes as emissões que ocorrem ao longo dos anos seguintes, pois a geração de CH_4 dos resíduos dispostos diminui gradualmente em função da decomposição gradual da matéria orgânica. No presente trabalho, as emissões de metano após o ano de 2021 correspondem a 32.606,45 tCO_2 equivalente. Baseado no modelo de decaimento de primeira ordem, a Figura 18, apresenta a curva de geração de metano no aterro de Caieiras, SP.

Figura 18 - Emissões de metano no aterro sanitário - Linha de base



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Os resultados apontam que em média são gerados 308 kg de CH_4 em CO_2eq para cada tonelada de lodo de esgoto destinados ao aterro sanitário de Caieiras, SP.

Emissões menores poderiam ser encontradas, caso fosse aplicada a taxa de eficiência de captura de 80%, como descrito no *Project Desing Document* (2014) do aterro de Caieiras, submetido ao "Mecanismo de Desenvolvimento Limpo", iniciativa no qual o aterro faz a captação do biogás de metano e utiliza uma parte para a geração de energia elétrica. Nessas circunstancias as emissões do envio de 183.842,9 toneladas de lodo de esgoto no período de 2015 a 2020 gerariam 22.703,49 toneladas de metano em CO_2 equivalentes. O CTR de Caieiras, na atualização do projeto via MDL em 2020, estima uma redução adicional de mais de 10 mil toneladas de CO_2eq para o período de 2020 a 2027, alcançando 92,9% de eficiência na captação de gás de aterro, resultando em emissões mínimas no aterro (UNFCCC, 2020).

Segundo Monaco et al., (2021), a captação de metano e geração de energia de gás de aterro continuará sendo uma das soluções de custos mais baixos para mitigar as emissões no setor de resíduos. No entanto, os projetos exigem altos custos iniciais de capital que às vezes podem ser um impedimento em jurisdições mais pobres. No Brasil, por exemplo, a instalação de um projeto de recuperação e aproveitamento energético no aterro sanitário de São Mateus, ES, foi estimada em cerca de 2 milhões de dólares de investimento inicial, sendo, 269 mil para

a rede de captação, 450 mil para a estação de queima, e 1,2 milhões para a estação da usina elétrica (ABRELPE, 2018)

O aterro de São Mateus participa de projetos via MDL, e essa tem sido uma das alternativas para a implantação de grandes projetos com captura, queima ou produção de energia através do biogás. Atualmente há 52 projetos de gás de aterro, 50% com captura e queima do biogás recuperado e os outros 50% incluem o aproveitamento energético do biogás. Esses projetos, já alcançaram uma redução de 7,3% do total de emissões da disposição devido à recuperação e queima desse gás, com redução de mais de 117 milhões de toneladas de CO_2 desde a implantação do primeiro projeto em 2003 (MCTIC, 2020).

A implantação de projetos com recuperação de energia para o Brasil, por exemplo, geraria altos custos iniciais para as instalações de aterro sanitário, caso não participasse de projetos via MDL, ou de investimentos privados, o que poderia inviabilizar as reduções de metano por esse tipo de tecnologia, já que o país apresenta 652 unidades de aterro sanitário, enquanto os lixões e aterro controlado totalizam 1.545 e 617, respectivamente, onde não apresentam recuperação de metano e são locais em que recebem lodo de esgoto (SNIS, 2021). emissões de CO_2.

A legislação brasileira para aterros sanitários, NBR 8419/1984 e NB 843/1983, não exige a queima do biogás, mas recomenda que todo aterro deva ser projetado para minimizar as emissões gasosas e promover a captação e tratamento de eventuais emissões gasosas. Grande parte dos aterros sanitários no Brasil, apenas queimam o biogás, resultando em grandes emissões de CO_2, e embora o potencial de aquecimento global para o dióxido de carbono seja 1, a captura do biogás com reaproveitamento, ou a escolha por alternativas de destinação final de resíduos visando seu reaproveitamento, podem potencializar as reduções de emissões de gases de efeito estufa.

4.3 ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA DO SISTEMA DE COMPOSTAGEM

As emissões de gases de efeito estufa da compostagem são apresentados no Quadro 6, e referem-se as emissões diretas da atividade microbiana no processo de compostagem do lodo de esgoto e resíduos orgânicos urbanos no ano de 2020.

Quadro 6 - Estimativas de Emissões de GEE do sistema de Compostagem de lodo de esgoto

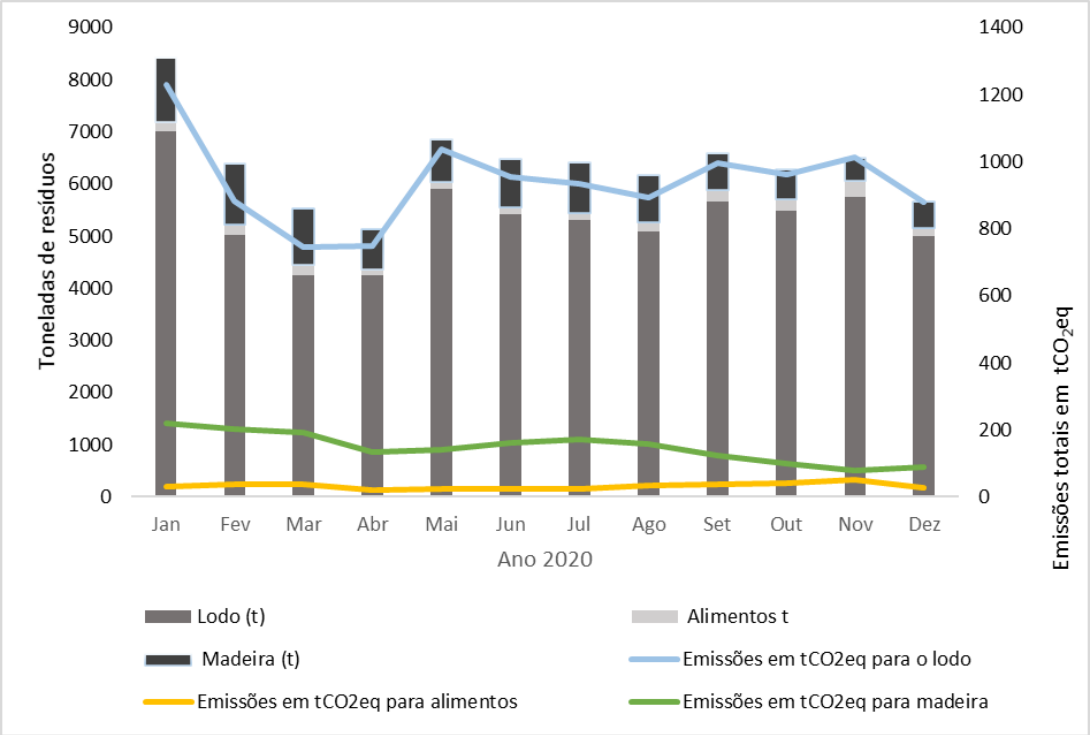
Resíduos enviados a compostagem		**Emissões de metano**	**Emissões de óxido nitroso**	**Total de emissões da compostagem**
Ano - 2020	**Lodo + Madeira + Restos de Alimentos**	$Emissões_{CH4} = \sum(Mi*FE) *10^{-3}$	$Emissões_{N2O} = \sum(Mi*FE) *10^{-3}$	Emissões Totais = $\sum(Emissões_{CH4*}GWP_{CH4)} + (Emissões_{N2O}*GWP_{N2O})$
Mês	**t**	**tCH_4**	**tN_2O**	**tCO_2eq**
Jan	8421,000	33,684	2,021	1478,728
Fev.	6383,000	25,532	1,532	1120,855
Mar	5540,000	22,160	1,330	972,824
Abr.	5127,000	20,508	1,230	900,301
Mai	6848,000	27,392	1,644	1202,509
Jun.	6473,000	25,892	1,554	1136,659
Jul	6419,000	25,676	1,541	1127,176
Ago.	6164,000	24,656	1,479	1082,398
Set	6585,000	26,340	1,580	1156,326
Out	6273,000	25,092	1,506	1101,539
Nov.	6502,000	26,008	1,560	1141,751
Dez	5657,000	22,628	1,358	993,369
Total	**76.392,000**	**305,568**	**18,334**	**13.414,435**

Fonte: Elaborada pela autora

As emissões de metano e óxido nitroso da atividade microbiana somam-se 13.414,435 toneladas de carbono equivalente para o ano de 2020. São apresentadas na Figura 19, as emissões de GEE em relação a quantidade de lodo, madeira e restos de alimentos enviados para a compostagem.

A título de exemplo, apenas no mês de janeiro, as emissões contabilizaram cerca de 1500 tCO_2eq, período em que houve maior volume de lodo destinado a compostagem, bem como de resíduos orgânicos urbanos (verdes) enviados à compostagem. As maiores contribuições de emissões de metano foram decorrentes da degradação da matéria orgânica do lodo de esgoto, uma vez que a massa é a mais representativa entre os resíduos enviados a compostagem, seguida da madeira e restos de alimentos. No ano de 2020 foram emitidos 256,648 tCH_4 e 15,398 tN_2O para o lodo, para os restos de alimentos foram 8,628 tCH_4 e 051 t N_2O e 40,292 tCH_4 e 2,417 tN_2O para a madeira. Na Figura 19, são apresentadas as emissões em CO_2eq para o lodo de esgoto, madeira e restos de alimentos que são enviados para a compostagem.

Figura 19 - Emissões de metano e óxido nitroso em toneladas de CO_2equivalentes da atividade microbiana no ano de 2020



Fonte: Elaborada pela autora

Para efeito comparativo das emissões de GEE entre a compostagem e o aterro sanitário, considerou-se somente o lodo de esgoto, que é a principal matéria prima do processo de compostagem, objeto de estudo, e por apresentar uma série histórica de dados desde 2015, ano em que foi implantado o Sistema de Gestão Ambiental da empresa em questão. No Quadro 7, são contabilizadas as contribuições dos GEE da compostagem do lodo de esgoto durante os períodos de 2015 a 2020.

Quadro 7 - Emissões de metano e óxido nitroso do lodo de esgoto na compostagem

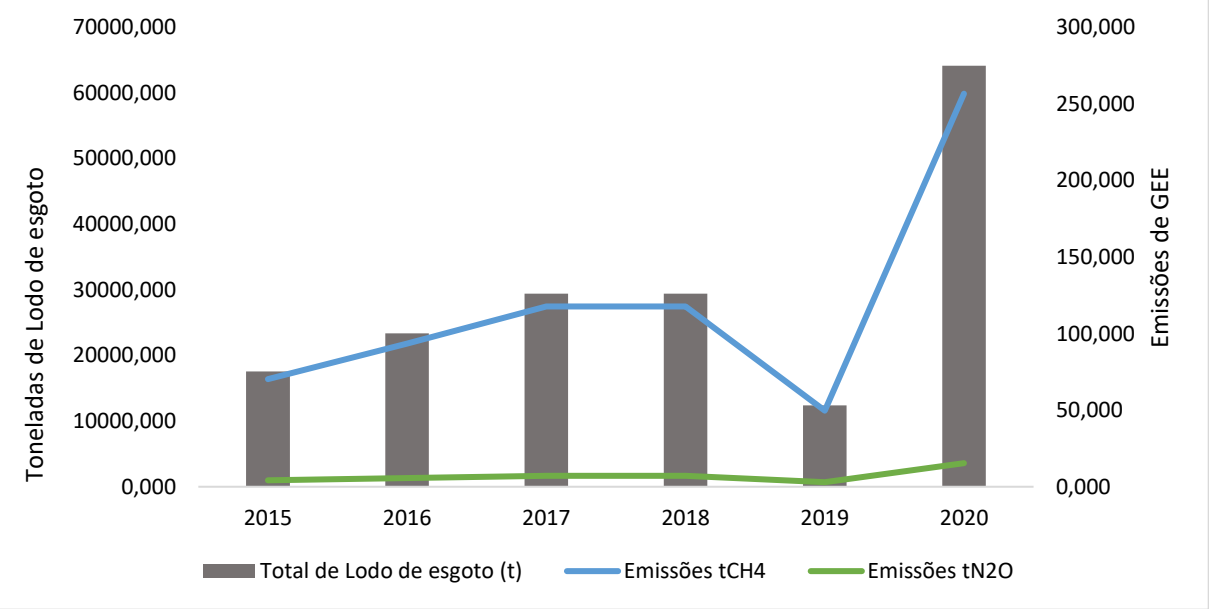
Ano	**Total de Lodo**	**Emissões tCH_4**	**Emissões tN_2O**	**Emissões Totais em CO_2eq**
	t	**tCH_4**	**tN_2O**	**tCO_2eq**
2015	17.547,000	70,188	4,211	3.081,253
2016	23.370,450	93,482	5,609	4.103,851
2017	29.429,520	117,718	7,063	5.167,824
2018	29.416,170	117,665	7,060	5.165,479
2019	12.417,744	49,671	2,980	2.180,556
2020	64.162,000	256,648	15,399	11.266,847
Total	**176.342,884**	**705,372**	**42,322**	**30.965,810**

Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

O aumento da quantidade de lodo enviados à planta de compostagem é devido ao desenvolvimento da empresa ao longo dos anos, com aumento da capacidade de tratamento dos resíduos na instalação e um maior número de estabelecimentos que destinam seus resíduos à empresa de compostagem. Quantidades baixas de lodo de esgoto para o ano de 2019, são decorrentes do envio de cerca de 7.500 toneladas para o aterro sanitário, pois estavam inviabilizados para o uso na compostagem. Essa quantidade enviada ao aterro foi considerada nas estimativas de emissões no aterro sanitário para o ano de 2019.

Durante o período analisado são lançados na atmosfera 19.750,416 toneladas de metano e 11.215,33 de óxido nitroso em CO_2 equivalente, totalizando emissões na ordem de 30 mil toneladas de CO_2eq. Na Figura 20, a seguir, as emissões de metano e óxido nitroso acompanham o crescimento de massa de lodo de esgoto enviados a compostagem, com destaque para o ano de 2020 com maiores emissões, somando 13.414,435 toneladas de metano e óxido nitroso em CO_2e.

Figura 20 - Emissões de metano e óxido nitroso do lodo de esgoto para os anos 2015 a 2020



Fonte: Elaborada pela autora, 2022.

Com base nos resultados encontrados, para cada tonelada de matéria úmida de lodo de esgoto compostado são gerados 112 kg de metano e 63 kg de óxido nitroso em CO_2 equivalentes.

Para efeito comparativo, ao utilizar os valores padrão para o fator de emissão de metano e óxido nitroso da ferramenta CDM Tool AM013, que calcula as emissões reduzidas com a prática de compostagem, os resultados encontrados para a mesma quantidade de lodo de esgoto são expressivamente menores, 56 kg e 53 kg de metano e óxido nitroso, respectivamente, em CO_2 equivalente para cada tonelada de matéria úmida de lodo de esgoto compostado. Os fatores de emissão *default* disponibilizados na ferramenta CDM, (0,002 para o metano e 0,0002 para o óxido nitroso) são resultados de análise de dados recentes e de alta qualidade, de estudos publicados, de resultados de medições de emissões em instalações de compostagem, revisões de literatura sobre o assunto e fatores de emissão publicados (UNFCCC, 2017).

Em contrapartida, a ferramenta do IPCC (2013), Nível 1, utiliza valores genéricos para os fatores de emissão quando não há garantia de eficiência do processo, resultando em valores superestimados. As comparações entre os valores padrão dos fatores de emissão do IPCC (2006) e da UNFCCC (2017), e fatores desenvolvidos para a compostagem em leiras abertas encontrados na literatura, demostram que os valores padrão são superestimados. Por exemplo, no estudo de compostagem de resíduos orgânicos, as determinações de fatores de emissão em leiras abertas resultaram em valores de 24kg de metano em CO_2 eq para cada tonelada de resíduo orgânico compostado (INACIO, 2010).

Assim para reduções de emissões mais reais na compostagem devem ser baseados em medições representativas na instalação específica, com medições periódicas. E dessa forma é recomendado o monitoramento das emissões no processo de compostagem local para a criação de fatores de emissão específicos, e assim encontrar resultados mais precisos de emissões para a atividade desenvolvida.

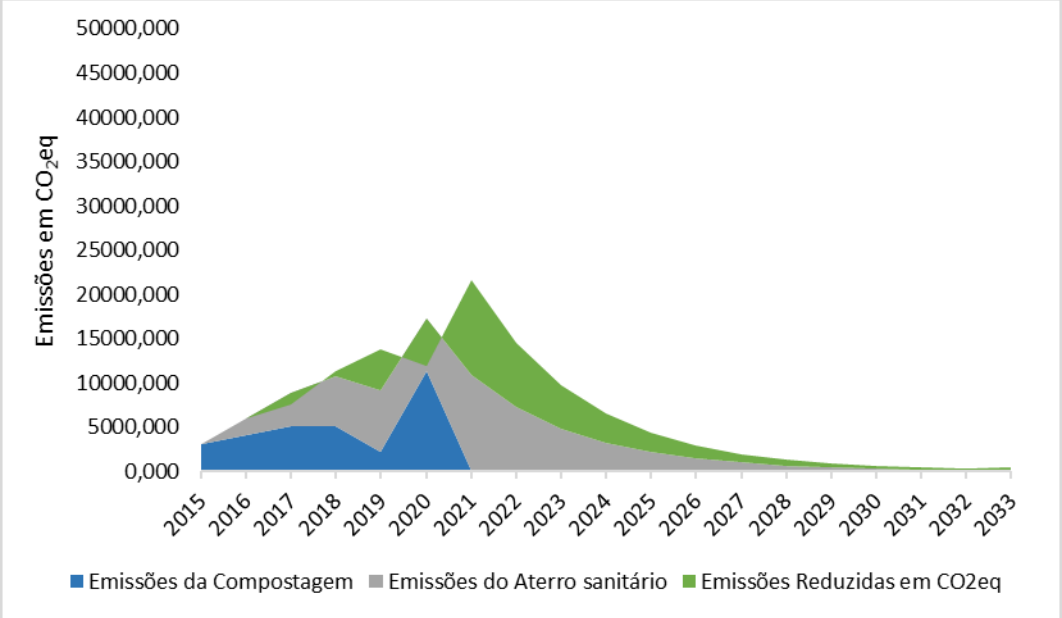
4.4 EMISSÕES EVITADAS COM A PRÁTICA DA COMPOSTAGEM

Segundo a metodologia do IPCC (2006) utilizada para estimar as emissões de metano da disposição do lodo de esgoto, a compostagem evitou uma emissão de 25.792,909 toneladas de CO_2 equivalente na atmosfera, uma redução de 45,5% das emissões que seriam geradas, caso o lodo de esgoto fosse destinado ao aterro sanitário no período de 2015 a 2020.

As emissões na compostagem após o ano de depósito não ocorrem, devido a diferença no tempo de decomposição da matéria orgânica em ambientes aeróbio e anaeróbios. A decomposição da matéria orgânica na compostagem termina ao final do processo de compostagem, enquanto no aterro, a decomposição da matéria orgânica ocorre de forma gradual

nos anos seguintes ao depósito (INÁCIO, 2010), como ocorre no aterro de Caieiras. Na Figura 21, são apresentadas as emissões de GEE evitadas quando a compostagem se torna uma alternativa para o tratamento de lodo de esgoto e resíduos orgânicos urbanos.

Figura 21 - Emissões evitadas com a prática de compostagem



Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

Os resultados apontam que em média, para cada tonelada de lodo de esgoto desviados do aterro para a compostagem são evitados o lançamento de 201,6 kg de CH_4 em CO_2 eq. na atmosfera. Resultado semelhante foi encontrado para a compostagem de resíduos orgânicos urbanos em Santos (2020) com 283 kg de CH_4 em CO_2 equivalentes evitados com a prática de compostagem.

Segundo Santos (2020), as reduções de metano podem ser potencializadas conforme aumentam a quantidade de resíduos orgânicos enviados a compostagem, visto que as emissões desse processo crescem de forma linear, enquanto no aterro as emissões ocorrem de forma ascendente enquanto os resíduos orgânicos são dispostos no aterro.

As emissões na compostagem também dependem de fatores como tipo de resíduos compostados, quantidade e tipo de material estruturante (como lascas de madeira) utilizado, temperatura, umidade e aeração durante o processo e como são gerenciadas são aspectos importantes na redução de emissões de GEE durante o processo de compostagem (IPCC, 2006).

Durante o processo de compostagem, o principal mecanismo que favorece as emissões de CH_4 está relacionado à presença de zonas anaeróbicas. A ocorrência de zonas de baixo

oxigênio pode ser devido à umidade excessiva e porosidade insuficiente ou uma estratégia inadequada do sistema de aeração (AMLINGER et al., 2008).

Os registros de emissões no processo de compostagem têm sido na fase inicial do processo, coincidindo com a elevação da temperatura (GONZÁLEZ et al., 2020). Na compostagem de lodo de esgoto, Maulini-Duran et al. (2013), relataram emissões de CH_4 (10%) durante o primeiro período do processo de compostagem, 49% no segundo período e 41% no terceiro período. Por outro lado, Jäckel et al. (2005), relataram que 46-98% do CH_4 produzido em leiras é oxidado por bactérias metanotróficas antes de escapar da leira. O ideal temperatura para oxidação do metano na leira varia de 45 a 55 ºC. Os autores assumiram que o CH_4 é oxidado por microrganismos na camada superior do composto. Isso foi confirmado por outros estudos (Hao, 2001; Szanto et al., 2007; Andersen, 2010). Assim, o CH_4 é oxidado à medida que se move através do material em direção à superfície e está correlacionada com a disponibilidade de O_2.

Para Sanchez et al. (2015), a disposição do material em pilhas com tamanhos e porosidade adequados favorecem a distribuição homogênea do oxigênio e evita regiões anaeróbias. Nguyen (2012), relatou menores emissões de metano no processo de compostagem em leiras abertas com aeração ativa ou em pequenas leiras com viragem frequente. Segundo o autor, as maiores concentrações de metano foram relatadas em leiras grandes com 1,3 a 2m de altura.

Embora as emissões de GEE da compostagem encontrados foram menores que no aterro, a utilização de valores padrão para fatores de emissão de metano e óxido nitroso superestimam as emissões de GEE do processo de compostagem. Dessa forma, é recomendando o monitoramento in loco, para a coleta de dados primários mais próximos da realidade.

A contribuição da compostagem para a mitigação de gases de efeito estufa em sistemas de gerenciamento de lodo de esgoto resíduos é evidente. Por ser uma tecnologia de custo baixo para a implantação e manutenção, os custos de abatimento de tCO_2eq poderiam refletir em valores menores, quando comparados a projetos de captura de metano em aterros. Outros aspectos importantes podem ser considerados na escolha da compostagem como tratamento do lodo de esgoto, por exemplo, menor área para os processos e formação de leiras; baixo potencial poluidor quando o processo acontece em condições adequadas de temperatura, aeração e relação de C/N; além da valorização do lodo de esgoto ao transforma-lo em composto orgânico.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

A presente pesquisa teve por objetivo avaliar a qualidade agronômica e ambiental do composto orgânico de uma empresa que realiza a compostagem de lodo de esgoto com resíduos orgânicos urbanos da empresa e comercializa o composto. Ainda que não tenha sido possível obter dados primários com amostras e monitoramento *in loco*, permitiu concluir que:

Em relação ao potencial agronômico, o produto final (composto) apresenta elevado grau de maturação e estabilização, com registro no MAPA como fertilizante orgânico composto, de classe B (Normativa MAPA IN nº 61 de 2020). Baseado nessa normativa, o composto produzido atendeu aos requisitos de umidade (35%), nitrogênio total (1,6%), carbono total (17,6%), e a relação C/N com 10,6%. A presença desses nutrientes e demais características representa um aspecto a ser valorizado e reconhecido tanto para o sistema solo-planta, quanto para o mercado de insumos agrícolas.

O composto orgânico apresentou teores de nutrientes que estavam em quantidade suficientes para suprir total ou parcialmente as necessidades das culturas de soja, café, laranja e cana. O teor de P destacou-se com resultado promissor, pois atendeu um alto percentual das necessidades das culturas e é um nutriente de alta importância e de escassez iminente. O conteúdo de nutrientes não estará prontamente disponível as culturas, por acontecer de forma gradual conforme a mineralização e decomposição natural do material. As doses aplicadas para o atendimento as exigências de macronutrientes das culturas deve ser previsto em projeto agronômico, levando em consideração a disponibilidade de nutrientes e as características do solo e da cultura.

Com relação ao atendimento à normativa IN 27 do MAPA, o composto orgânico atendeu a todos os requisitos de parâmetros de microrganismos patogênicos, para uso agrícola, evidenciando o papel da compostagem termofílica na higienização do lodo de esgoto. Para a resolução CONAMA 498/2020 as concentrações de microrganismos patogênicos também estão dentro do limite estabelecido, sendo classificado como A, sem restrições de uso em cultivos de alimentos consumidos crus, pastagens e forrageiras. Da mesma forma, o composto de lodo de esgoto, classe B, registrado no MAPA, pode ser aplicado em grandes culturas, como a soja, eucalipto, café, milho, cana-de-açúcar, além de hortaliças e frutíferas de clima temperado e adubação de gramado, plantas ornamentais e jardins.

Os valores encontrados para as concentrações de metais pesados no composto de lodo de esgoto estão dentro dos limites estabelecidos pela Instrução Normativa 07/2016, e com a resolução CONAMA 498/2020 com valores bem abaixo do limite permitido.

Em relação às questões ambientais, o estudo comparativo das emissões de gases de efeito estufa da destinação de 176.342,884 toneladas de lodo de esgoto para a compostagem evidenciou um potencial de mitigação do aquecimento global. As emissões de metano caso o lodo de esgoto fosse enviado ao aterro Sanitário de Caieiras foram estimadas em 56.758,719 tCO_2 equivalentes. Em contrapartida, as emissões durante o processo de compostagem do lodo foram estimadas em 30.965,8 toneladas de CO_2 equivalentes, com uma redução de 45% das emissões, equivalente a 201,6 kg de CH_4 em CO_2 eq evitados com a prática da compostagem para cada tonelada de lodo compostado.

Estimativas menores poderiam ser encontradas caso fosse utilizado fatores de emissão mais reais, ou específicos da região. Os fatores de emissões para a compostagem da ferramenta do IPCC (2013), utiliza valores genéricos quando não há garantia de eficiência do processo, resultando em valores superestimados. Assim para reduções mais reais na compostagem, as emissões devem ser baseados em medições representativas na instalação específica, com medições periódicas.

Embora o investimento do capital de construção da tecnologia de compostagem seja menor e mais simples de operar comparada ao aterro sanitário, a compostagem convencional ainda apresenta algumas inconveniências como perda de nitrogênio, alta mobilidade de metais pesados que precisam ser consideradas em conjunto com as emissões de gases de efeito estufa, a fim de reduzir os potencias riscos ambientais e aumentar a qualidade do produto final.

Por fim, as reduções das emissões de gases de efeito estufa do gerenciamento do lodo de esgoto tem papel fundamental para o avanço das estratégias para conter as mudanças climáticas e o aquecimento global, nesse sentido, o tratamento de lodo de esgoto pela prática da compostagem apresenta resultados promissores e que pode se tornar uma alternativa amplamente utilizada para o gerenciamento desse resíduo nos munícipios brasileiros, principalmente para aqueles municípios que destinam o lodo de esgoto para aterros controlados ou lixões.

Para futuros estudos, seria importante que fossem realizadas medições *in loco* nas plantas de compostagem, para comparar estimativas teóricas com dados primários, desenvolver fatores de emissão específicos do local e obter resultados mais precisos de emissões para a atividade desenvolvida.

REFERÊNCIAS

ABBASI, F.; MOKHTARI, M.; JALILI, M. The impact of agricultural and green waste treatments on compost quality of dewatered sludge. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES. **Ranking ABES da Universalização do Saneamento 2021.** ABES, 2021. Disponível em < https://abes-dn.org.br/?page_id=41939 >. Acesso em janeiro de 2022.

ABIRAMI, B. et al. Impacts of global warming on marine microbial communities. **Science of The Total Environment**, v. 791, p. 147905, 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas Esgotos:** Despoluição de bacias hidrográficas. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, p. 88, 2017. Disponível em < http://atlasesgotos.ana.gov.br/ >. Acesso em maio de 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas Esgotos:** Atualização Da Base De Dados De Estações De Tratamento De Esgotos No Brasil. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, p. 47, 2020. Disponível em < https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/central-de publicacoes/encarteatlasesgotos_etes.pdf/view >. Acesso em maio de 2021.

AISSE, M. M.; NOLASCO, M. A.; ANDREOLI, F. D. N.; LOBATO, M. B., SAVELLI; C. S.; JURGENSEN, D.; ALEM-SOBRINHO, P. Pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios tipo UASB. In**: Proceedings VI Latin-American Workshop and Seminar on Anaerobic Digestion**. Recife, Brazil. pp. 321-327, 2000.

ALEM SOBRINHO, P. Tratamento de esgoto e produção de lodo. In: **Biossólidos na agricultura.** São Paulo: SABESP, p. 7 - 40, 2001.

AMIR, S. et al. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. **Chemosphere**, v. 59, n. 6, p. 801–810, 2005.

AMLINGER, F. et al. Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment. **Waste Management & Research**, v. 26, n. 1, p. 47-60, 2008.

AMORIM JUNIOR, S. S. et al. Agronomic potential of biosolids for a sustainable sanitation management in Brazil: Nutrient recycling, pathogens and micropollutants. **Journal of Cleaner Production**, v. 289, 2021.

ANDERSSON, K.; OTOO, M.; NOLASCO, M. A. Innovative sanitation approaches could address multiple development challenges. **Water Science and Technology**, v. 77, p. 855-858, 2018.

ANDREOLI, C. V. et al. Higienização do lodo no solo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FRENANDES, F. **Lodos de esgoto:** tratamento e disposição final. 1/[ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental - UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar). 2001

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F.. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. In: **Lodo de esgotos: tratamento e disposiçao final**. 2001. p. 483-483.

ANDREOLI, C. V. et al. Resíduos sólidos: origem, classificação e soluções para destinação final adequada. **Complexidade: Redes e Conexões do Ser Sustentável. 1ªed**, 2014.

ANJUM, M.; AL-MAKISHAH, N. H.; BARAKAT, M. A. Wastewater sludge stabilization using pre-treatment methods. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 102, p. 615-632, 2016.

AGÊNCIA PAULISTA DE TECONOLOGIA DOS AGRONEGÓCIOS (APTA). Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. Disponível em < http://www.apta.sp.gov.br/noticias/pesquisa-da-apta-com-aplicao-do-lodo-de-esgoto-e-composto-orgnico-diminui-em-at-60-dos-custos-com-fertilizantes-na-cana-e-aumenta-produtividade-e-a-vida-til-do-canavial >. Acesso em agosto de 2021.

AUSTRALIAN & NEW ZEALAND BIOSOLIDS PARTNERSHIP. **Australian biosolids statistics**, Autralian Water Associantion - AUW, 2019. Disponível em < https://www.biosolids.com.au/guidelines/australian-biosolids-statistics/>. Acesso em outubro de 2020.

BANEGAS, V. et al. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. **Waste Management**, v.27, p. 1317 - 1327, 2006.

BARBAROSSA, V. et al. Threats of global warming to the world's freshwater fishes. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 1–10, 2021.

BARBOSA, S. A.; NOLASCO, M. A. Pós-tratamento de Efluente de Tanque Séptico por um Biofiltro Aerado Submerso. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica**. México. v.1, n.2, 2007.

BARBOSA, H. M. J. Vapor de Água na Atmosfera: do efeito estufa às mudanças climáticas. **Revista USP**, n. 103, p. 67, 2014.

BARTHOD, J.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M.-F. Composting with additives to improve organic amendments. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, 2018.

BARTON, J. R.; ISSAIAS, I.; STENTIFORD, E. I. Carbon - Making the right choice for waste management in developing countries. **Waste Management**, v. 28, n. 4, p. 690–698, 2008.

BATISTA, L. F. Lodos Gerados Nas Estações De Tratamento De Esgotos No Distrito Federal: Um Estudo De Sua Aptidão Para O Condicionamento, Utilização E Disposição Final. Dissertação de Mestrado (Tecnologia em Recursos Hídricos), Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. p. 197, 2015.

BATSTONE, D. J.; JENSEN, P. D.; GE, H. Biochemical Treatment of Biosolids – Emerging Technologies. **Water**, v. 38, n. 3, p. 90–93, 2011.

BATSTONE, D. J. et al. Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. **Chemosphere**, v. 140, p. 2–11, 2015.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5444–5453, 2009.

BERTONCINI, E. I. et al. Effects of sewage sludge amendment on the properties of two Brazilian oxisols and their humic acids. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 11, p. 4972–4979, 2008.

BETTIOL, W; SANTOS, I. **Efeito do lodo de esgoto sobre fitopatógenos veiculados pelo solo**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. p. 1–36, 2001.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. A disposição de lodo em solo agrícola. In: BETTIOL, W., CAMARGO, O. **Lodo de Esgoto**: Impactos Ambientais na Agricultura. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006.

BITTENCOURT, S. et al. Sewage sludge usage in agriculture: A case study of its destination in the Curitiba Metropolitan Region, Paraná, Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 225, n. 9, 2014.

BITTENCOURT, S. Agricultural use of sewage sludge in Paraná State, Brazil: A decade of national regulation. **Recycling**, v. 3, n. 4, p. 1–8, 2018.

BOEN, A.; HARALDSEN, T. K. Fertilizer effects of increasing loads of composts and biosolids in urban greening. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 10, n. 3, p. 231–238, 2011.

BOLDRIN, A. et al. Composting and compost utilization: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. **Waste Management and Research**, v. 27, n. 8, p. 800–812, 2009.

BONG, C. P. C. et al. A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. **Journal of Cleaner Production**, v. 146, p. 149–157, 2017.

BORTOLINI, R. L. R. Composto Orgânico De Lodo De Reator Uasb E Casca De Café: Qualidade E Oportunidades Para Produção E Uso Agrícola Em Minas Gerais. Dissertação de mestrado (Escola de Engenharia) - Universidade Federal de Minas Gerais, p. 115, 2018.

BORTOLOTTI, A.; KAMPELMANN, S.; DE MUYNCK, S. Decentralised organic resource treatments–classification and comparison through extended material flow analysis. **Journal of cleaner production**, v. 183, p. 515-526, 2018.

BOSSLE, R. C.; NOLASCO, M. A. Impacto das variáveis de uso e ocupação do solo na degradação da qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Arujá (São José dos Pinhais - PR). **Revista Acadêmica Ciência Animal**, v. 4, n. 2, p. 43-56, 2006.

BOŻYM, M.; SIEMIĄTKOWSKI, G. Characterization of composted sewage sludge during the maturation process: a pilot scale study. **Environmental Science and Pollution Research**, 2018.

BRASIL- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 25 de julho de 2009. Aprova as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerãncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes organicos mistos, compostos organominerais e biofertilizantes à agricultura. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasilia, DF, n. 173, 25 de jul. de 2009.

BRASIL. Lei nº 12.305 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei nº 9.606 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário oficial da União**: seção 1, Brasilia, DF, 2 ago. 2010.

BREMM, R. R. R.; DAMASCENO, S. G.; SECCO, D.; VILAS BOAS, M. A.; TORRES, D. G. B.; MEES, J. B. R.; KUMMER, L. Potencial de uso de lodo de esgoto na cultura do milho em latossolo argiloso no oeste do Paraná. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 23, p. 17–24, 2012.

BROWN, S. et al. Municipal biosolids — A resource for sustainable communities. **Current Opinion in Environmental Science and Health**, v. 14, p. 56–62, 2020.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, p. 464 p., 1999.

CAMPOS, J. L. et al. N2O production by nitrifying biomass under anoxic and aerobic conditions. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 152, n. 2, p. 189–198, 2009.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENTAL - CCME. **Biosolids Emissions Assessment Model:** User Guide. Winnipeg, 2009. Disponível em https://ccme.ca/en/res/beam_user_guide_e.pdf . Acesso em abril de 2021.

CANO, V.; VICH, D. V.; ROUSSEAU, D.; LENS, PIET N. L.; NOLASCO, M. A. Influence of recirculation over COD and N-NH4 removals from landfill leachate by horizontal flow constructed treatment wetland. **International Journal of Phytoremediation**, v. 20, p. 998-1004, 2019.

CHOJNACKA, K. Biosorption and bioaccumulation - the prospects for practical applications. **Environment International**, v. 36, n. 3, p. 299–307, 2010.

CHRISTODOULOU, A.; STAMATELATOU, K. Overview of legislation on sewage sludge management in developed countries worldwide. **Water Science and Technology**, v. 73, n. 3, p. 453–462, 2016.

CIEŚLIK, B. M.; ŚWIERCZEK, L.; KONIECZKA, P. Analytical and legislative challenges of sewage sludge processing and management. **Monatshefte fur Chemie**, v. 149, n. 9, p. 1635–1645, 2018.

COLLIVIGNARELLI, M. C. et al. What advanced treatments can be used to minimize the production of sewage sludge in WWTPs? **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 9, n. 13, 2019a.

COLLIVIGNARELLI, M. C. et al. Legislation for the reuse of biosolids on agricultural land in Europe: Overview. **Sustainability (Switzerland)**, v. 11, n. 21, p. 1–22, 2019b.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 498, de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para a produção e aplicação de biossólido em solos, e da outras providencias. **Diário Oficial da União**: seção: 1, Brasilia, DF, ed. 161, p. 265, 19 de ago. 2020.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 375 de 17 de março de 2005. Dispões sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes, e dá outras providencias. **Diário Oficial da União:** seção 1, Brasília, DF, 17 mar. de 2005.

COSTA, T. A.; NOLASCO, M. A. Cidade ignorada: acesso aos serviços de esgotamento sanitário em assentamentos precários. Governança e titularidade no município de São Paulo. *In*: **Inovação nas práticas e ações rumo à sustentabilidade**. Di Giulio, G. M., Gunther W. R. (Org.). Faculdade de Saúde Pública, USP, 2019. 351p. ISBN: 978-85-88848-32-0

DAI, J. et al. PCDD/F, PAH and heavy metals in the sewage sludge from six wastewater treatment plants in Beijing, China. **Chemosphere**, v. 66, n. 2, p. 353-361, 2007.

DESMIDT, E. et al. Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 4, p. 336–384, 2015.

EGLE, L.; RECHBERGER, H.; ZESSNER, M. Overview and description of technologies for recovering phosphorus from municipal wastewater. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 105, p. 325–346, 2015.

EGLE, L. et al. Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery technologies. **Science of the Total Environment**, v. 571, p. 522–542, 2016.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. **Completando a figura:** Como a economia circular ajuda a enfrentar as mudanças climáticas. v. 3, p. 127, 2019. Disponível em www.ellenmacarthurfoundation.org/publications. Acesso em setembro de 2020.

ELMI, A.; AL-KHALDY, A.; ALOLAYAN, M. Sewage sludge land application: Balancing act between agronomic benefits and environmental concerns. **Journal of Cleaner Production**, v. 250, p. 119512, 2020.

ERMOLAEV, E. et al. Nitrous oxide and methane emissions from food waste composting at different temperatures. **Waste Management**, v. 46, p. 113–119, 2015.

EUROSTAT STATISTIC EXPLAINED. **Disposal of sewage sludge from urban wastewater treatment.** 2018. Disponível em < https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=File:Disposal_of_sewage_sludge_from_urban_wastewater_treatment_by_method_of_disposal,_2018_%25_of_total.png >. Acesso em maio de 2021.

EWERT, W.; HERMANUSSEN, O.; KABBE, C.; MÊLÉ, C.; NIEWERSCH, H.; STOSSEL, E. A. W. Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency. **Main P-REX deliverables - Sludge processes**. n. 308645, p. 1–30, 2017.

FAVOINO, E.; HOGG, D. The potential role of compost in reducing greenhouse gases. **Waste Management and Research**, v. 26, n. 1, p. 61–69, 2008.

FEE, J. A. Nitrogen Cycle Optical Metamaterials —. **Science**, v. 330, n. December, p. 10–11, 2010.

FERNANDES, F.; DA SILVA, S. M. C. P. **Manual prático para a compostagem de Biossólidos.** 1ª ed. Rio de Janiero: ABES, p. 84, 1999.

FIESP. **Mudança do Clima: avaliação dos reflexos das metas de redução de emissões sobre economia e a indústria brasileira**. São Paulo: Federação das Indústrias do Estado de São Paulo, 2017.

GABIRA, M. M. **Crescimento e qualidade de mudas florestais produzidas com substratos a base de lodo de esgoto compostado.** 2018. 87 f. Dissertação de mestrado (Faculdade de Ciências agronômicas), Universidade Estadual de São Paulo - Unesp, Campus Botucatu.

GOLBAZ, S. et al. Assessment of co-composting of sewage sludge, woodchips, and sawdust: feedstock quality and design and compilation of computational model. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 10, p. 12414–12427, 2021.

GONZÁLEZ, D. et al. Characterization of the gaseous and odour emissions from the composting of conventional sewage sludge. **Atmosphere**, v. 11, n. 2, p. 211, 2020.

HAN, Z. et al. Effects of ambient temperature and aeration frequency on emissions of ammonia and greenhouse gases from a sewage sludge aerobic composting plant. **Bioresource technology**, v. 270, p. 457-466, 2018.

HAO, X., et al. Greenhouse Gas Emissions during Cattle Feedlot Manure Composting. **Journal of. Environmental Quality**, v. 30, p. 376–386, 2001.

HARDER, R. et al. Recycling nutrients contained in human excreta to agriculture: Pathways, processes, and products. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 8, p. 695–743, 2019.

HASLINGER, J.; KRAMPE, J.; LINDTNER, S. Operating costs and energy demand of wastewater treatment plants in Austria: Benchmarking results of the last 10 years. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 11, p. 2620–2626, 2016.

HENRY, S. et al. Disentangling the rhizosphere effect on nitrate reducers and denitrifiers: Insight into the role of root exudates. **Environmental Microbiology**, v. 10, n. 11, p. 3082–3092, 2008.

HERNANDEZ, T. et al. Composts as alternative to inorganic fertilization for cereal crops. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 35, p. 35340–35352, 2019.

HOODA, P. S. Assessing biovailability of soil trace elements. In: **Trace Elements in soil**. p. 227-265, 2010.

INÁCIO, C. de T. **Dinâmica de gases e emissões de metano na compostagem de resíduos**

orgânicos. 2010. 95 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM ETESs SUSTENTÁVEIS - INCT. **Proposta que define critérios para uso do lodo de esgoto em solos .** 2020. Disponível em < https://etes-sustentaveis.org/aproveitamento-do-lodo-em-solos/ >. Acesso em setembro de 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **O Brasil e as Mudanças Climáticas**. 2019. Disponível em < http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=5047 >. Acesso em abril de 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA - IBGE. **Pesquisa Nacional De Saneamento Básico. 2017.** Disponível em < https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/meio-ambiente/9073-pesquisa-nacional-de-saneamento-basico.html?=&t=resultados > Acesso em maio de 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA - IBGE. **Pesquisa Nacional De Saneamento Básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário.** Rio de Janeiro: Coordenação de População e Indicadores Sociais, 2020. Disponível em: < https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101734 >. Acesso em maio de 2021.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Relatório: 7 anos de acompanhamento do PAC Saneamento, 2009 a 2015.** Disponível em < https://www.tratabrasil.org.br/datafiles/de-olho-no-pac/2016/relatorio.pdf >. Acesso em julho de 2020.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. IPCC 2006. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. v. 5, Chapter 3: Solid Waste Disposal. v. 4, p. 6.1-6.49, 2006. Disponível em < https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html >. Acesso em setembro de 2020.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. IPCC 2006. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. v. 5, Chapter 4: Biological Treatment of Solid Waste . v. 4, p. 6.1-6.49, 2006. Disponível em < https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html >. Acesso em setembro de 2020.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate Change 2007:** Mitigation of Climate Change Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Disponível em < https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg1/ >. Acesso em outubro de 2020.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC**. Climate Change 2014:** Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, p. 151, 2014. Disponível em < https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/ >. Acesso em outubro de 2020.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. IPCC 2019.

Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Disponível em < https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html >. Acesso em Fevereiro de 2021.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC, 2021: Climate Change 2021: **The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge University Press. In Press

JIANG, T. et al. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 10, p. 1754–1760, 2011.

JOLLY, Y. N.; ISLAM, A.; AKBAR, S. Transfer of metals from soil to vegetables and possible health risk assessment. **SpringerPlus**, v. 2, n. 1, p. 1–8, 2013.

JURADO, M. et al. Exploiting composting biodiversity: Study of the persistent and biotechnologically relevant microorganisms from lignocellulose-based composting. **Bioresource Technology**, v. 162, p. 283–293, 2014.

KACPRZAK, M. et al. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. **Environmental Research**, v. 156, n. August 2016, p. 39–46, 2017.

JÄCKEL, U. et al. Thermophilic methane production and oxidation in compost. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 52, n. 2, p. 175-184, 2005.

KALDERIS, D.; AIVALIOTI, M.; GIDARAKOS, E. Options for sustainable sewage sludge management in small wastewater treatment plants on islands: The case of Crete. **Desalination**, v. 260, n. 1, p. 211–217, 2010.

KATO, M.; LAPOLLI, F. R.; SOUSA, J. T.; NOLASCO, M. A.; GONCALVES, R. F.; LEITE, V. D. Oportunidades e desafios na implementação de estações de tratamento de esgoto descentralizados. In: André Bezerra dos Santos. (Org**.). Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregados e não-segregados em empreendimentos habitacionais**. 1ed.Fortaleza-CE: IMPRECE, 2018, v1. p.23-47.

KIEHL, E. J. Novo fertilizantes orgânicos. **Piracicaba: 1ª edição do autor**, v. 248, 2010.

KIM, S. W. et al. Nitrous oxide emission from nitrifying activated sludge dependent on denitrification by ammonia-oxidizing bacteria. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 11, p. 3958–3963, 2010.

KRUSZYŃSKI, Ł. A **plan for sludge treatment for wastewater treatment plants of different size**. SLUDGE TECHNOLOGICAL ECOLOGICAL PROGRESS increasing the quality and reuse of sewage sludge CONTENTS. European Union, v. 487, n. 258, p. 1–34, 2020.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability (Switzerland)**, v. 7, n. 5, p. 5875–5895, 2015.

LAMASTRA, L.; SUCIU, N. A.; TREVISAN, M. Sewage sludge for sustainable agriculture: Contaminants' contents and potential use as fertilizer. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**, v. 5, n. 1, p. 1–6, 2018.

LEITE, T. A. Compostagem Termofílica de Lodo de Esgoto: Higienização e Produção de Biossólido para uso na Agrícola. **Dissertação de Mestrado**, Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 15, n. 1, p. 821-826, 2011.

LI, B. et al. The accumulation and health risk of heavy metals in vegetables around a zinc smelter in northeastern China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 24, p. 25114–25126, 2016.

LI, Y.; CHEN, Y.; WU, J. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: A review. Applied energy, v. 240, p. 120-137, 2019.

LIN, L. et al. Biological treatment of organic materials for energy and nutrients production: Anaerobic digestion and composting. In: **Advances in Bioenergy**. Elsevier, v. 4, p. 121-181, 2019.

LIMA, A. P.; SALVADOR, N. N. B. Geração de metano e de créditos de carbono no tratamento de esgotos sanitários. **Revista DAE**, v. 62, n. 195, p. 60–70, 2014.

LIMA, C. C. Disponibilidade de fósforo para a cana-de-açúcar em solo tratado com compostos orgânicos ricos em silício. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, p. 1222–1227, 2011.

LINDTNER, S.; SCHAAR, H.; KROISS, H. Benchmarking of large municipal wastewater treatment plants treating over 100,000 PE in Austria. **Water Science and Technology**, v. 57, n. 10, p. 1487–1493, 2008.

LIU, H. TAO. Achilles heel of environmental risk from recycling of sludge to soil as amendment: A summary in recent ten years (2007–2016). **Waste Management**, v. 56, p. 575–583, 2016.

LU, Y. et al. Off-gas emission response mechanism in aerobic composting of sewage sludge: A review. **E3S Web of Conferences**, v. 185, p. 02010, 2020.

MANCA, A. et al. Composted sewage sludge with sugarcane bagasse as a commercial substrate for Eucalyptus urograndis seedling production. **Journal of Cleaner Production**, v. 269, 2020.

MARENGO, J. A. **Mudanças Climáticas Globais e seus Efeitos sobre a Biodiversidade:** Caracterização do Clima Atual e Definição das Alterações Climáticas para o Território Brasileiro ao Longo do Século XXI. Brasilia: MMA, 2ª ed, v. 26, p. 212, 2007.

MAULINI-DURAN, C. et al. A systematic study of the gaseous emissions from biosolids composting: raw sludge versus anaerobically digested sludge. **Bioresource technology**, v. 147, p. 43-51, 2013.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA. Instrução Normativa nº 7, de 12 de abril de 2016. Altera o anexo IV| e V - Limites máximo de contaminantes admitidos em substrado para plantas da IN DAS nº27 de 2006. **Diário oficial da União**: seção 1, Brasilia, DF, ed. 82, p. 9, 1 de abr. de 2016.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA. **Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos**. Secretaria de Defesa Agropecuária. - Brasília: MAPA, 240p., 2017.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA. Instrução Normativa nº 61 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. **Diário oficial da União:** seção 1, Brasília, DF, ed. 134, p. 5, 8 de jul. de 2020.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E COMUNICAÇÃO - MCTI. **Status dos projetos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil.** 2017. Disponível em <https://antigo.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/mecanismo_de_desenvolvimento_limpo/Mecanismo_de_Desenvolvimento_Limpo.html > Acesso em 17 de maio de 2021.

MENDES, H. DO V. **Viabilidade dos Compromissos Brasileiros de Redução de Emissões de Gases de Efeito Estufa: uma análise dos períodos pré e pós-2020.** Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília / Centro de Desenvolvimento Sustentável, 164p, 2020.

METCALF, L.; EDDY, H. P. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos** – Porto Alegre - RS: AMGH, 1.980p. 2016.

MIKI, M.K.; ANDRIGUETI, E. J.; ALÉM SOBRINHO, P. Tratamento da fase sólida em estações de tratamento de esgoto. In: TSUTIYA, M. T. et al (Ed.). **Biossólidos na agricultura.** 2ª ed. São Paulo: ABES/sp, 2002.

MININNI, G. et al. EU policy on sewage sludge utilization and perspectives on new approaches of sludge management. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 10, p. 7361–7374, 2015.

MONACO, A. ET AL. **How methane emissions contribute to climate change.** World Resources Institute, 2021. Disponível em < https://www.wri.org/insights/methane-gas-emissions-climate-change >. acesso em janeiro de 2022.

MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H. Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. **Scientia Agricola**, v. 72, n. 5, p. 432–439, 2015.

MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; JUNIOR, C. H. A. Decomposição de lodo de esgoto e composto de lodo de esgoto em nitossolo háplico. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1796–1805, 2015.

NAFEZ, A. H. et al. Sewage sludge composting: quality assessment for agricultural application.

Environmental Monitoring and Assessment, v. 187, n. 11, 2015.

NASCIMENTO, A. L. et al. Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. **Journal of Cleaner Production**, v. 258, p. 120746, 2020.

NGUYEN THANH, P. **Greenhouse gas emissions from composting and anaerobic digestion plants.** Dissertation. Institute for Crop Science and Resource Conservation (INRES) Teaching and research area plant nutrition at the Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität in Bonn, 2012.

NOGUEIRA, T. A. R. et al. Barium uptake by maize plants as affected by sewage sludge in a long-term field study. **Journal of hazardous materials**, v. 181, n. 1-3, p. 1148-1157, 2010.

NUTRIÇÃO PARA AS PLANTAS, CIÊNCIA E TECNOLOGIA - NPCT. Nutri-Fatos: Informaçõa agronômica sobre nutrientes para as plantas. **Potafos.** Piracicaba. n. 0194, p. 1–24, 1996. Tradução e adaptação do original "It's the Missing Link – Sulfur Is Required by Plants", PPI, Norcross, EUA, por Eurípedes Malavolta, 1996. Disponível em < https://www.npct.com.br/npctweb/npct.nsf/article/BRS-3146/$File/Nutrifatos.pdf >. Acesso em julho de 2021.

NUNES, G. M. et al. Qualidade agronomica de compostos orgânicos produzidos com lodo de esgoto e casca de pupunha. **III Symposium on agricultural and agroindustrial waste management**, p. 12–15, 2013.

PANE, C. et al. Enhancing sustainability of a processing tomato cultivation system by using bioactive compost teas. **Scientia Horticulturae**, v. 202, p. 117–124, 2016.

PAULO, P. L.; QUEIROZ, L. M.; SOUSA, H. H. S.; MORAIS, J. C.; NOLASCO, M. A.; MAGRI, M. E.; OLIVEIRA, L. O. V.; LOPES, T. A. S. Ferramentas de avaliação de sustentabilidade em sistemas de tratamento de esgotos descentralizados. In: André Bezerra dos Santos. (Org.). **Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregados e não-segregados em empreendimentos habitacionais**. 1ed. p.754-812, 2018

PEDROZA, M. M. et al. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, v. 11, n. 16, p. 149–160, 2010.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de compostagem:** processo de baixo custo. Viçosa - MG: Universidade Federal de Viçosa, 2007.

PERSIANI, A. et al. Agronomic performance, energy analysis, and carbon balance comparing different fertilization strategies in horticulture under Mediterranean conditions. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 19, p. 19250–19260, 2019.

PINTO, M. T. Higienização de lodos. In VON SPERLING, M.; FERNANDES, F.. **Lodos de esgoto:** tratametno e disposição final. 1ª ed. Belo Horizonte: Departametno de Engenharia Sanitária e ambiental (UFMG); Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). 2001a. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6).

PIRES, A. M. M. et al. Nitrogen availability and mineralization after successive sewage sludge applications on soil, estimated through anaerobic incubation. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 333-342, 2015.

REIJNDERS, L. Phosphorus resources, their depletion and conservation, a review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 93, p. 32–49, 2014.

RIBEIRINHO, V. S. **Metais pesados e matéria Orgânica do solo oito anos após a última aplicação de lodo de esgoto.** Tese de Doutorado (Agricultura tropical e Subtropical - Instituto Agronômico). Universidade Estadual de Campinas. n. October 2015, p. 121, 2016.

RIBEIRO, L. C. **Compostagem de lodo de esgoto: caracterização e bioestabilização.** Dissertação de mestrado (Faculdade de Ciências Agronômicas) Universidade Estadual Paulista. Campus Botucatu. p. 93, 2018.

RIGBY, H. et al. A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 1310–1338, 2016.

ROBLEDO-MAHÓN, T. et al. Sewage sludge composting under semi-permeable film at full-scale: Evaluation of odour emissions and relationships between microbiological activities and physico-chemical variables. **Environmental Research**, v. 177, n. August, p. 108624, 2019.

ROBLEDO-MAHÓN, T.; CALVO, C.; ARANDA, E. Enzymatic potential of bacteria and fungi isolates from the sewage sludge composting process. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 10, n. 21, p. 1–13, 2020.

RONQUIM, C. C. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento: Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Embrapa**, v. 351, n. 9096, p. 139–140, 2010.

RYCKEBOER, J. et al. Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin. **Journal of Applied Microbiology**, v. 94, n. 1, p. 127–137, 2003.

SABBA, F. et al. Nitrous oxide emissions from biofilm processes for wastewater treatment. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 102, n. 22, p. 9815-9829, 2018.

SABESP - Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo. **Experiências com o uso agrícola do lodo no Brasil.** 2017. Disponível em < http://abes-dn.org.br/ctabes/wp-content/uploads/2018/Ana%20Sabesp-min.pdf >. Acesso em fevereiro dde 2021.

SAGGAR, S. et al. Denitrification and N2O: N2 production in temperate grasslands: Processes, measurements, modelling and mitigating negative impacts. **Science of the Total Environment**, v. 465, p. 173–195, 2013.

SÁNCHEZ, A. et al. Greenhouse gas emissions from organic waste composting. **Environmental Chemistry Letters**, v. 13, n. 3, p. 223–238, 2015.

SANEPAR. Relatório de Sustentabilidade. **Governo do estado do Paraná**, p. 446p., 2020. disponível em < https://ri.sanepar.com.br/informacoes-financeiras/relatorios-anuais/ >. Acesso em agosto de 2021.

SANTOS, C. F. C. DA S. **Compostagem como redutor de gases de efeito estufa, uma alternativa à disposição de resíduos orgânicos e aterros sanitários.** 2020. 106f. Dissertação de mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro Centro de Tecnologia e Ciências Faculdade de Engenharia. 2020.

SCHERER, H. W. Sulphur in crop production - Invited paper. **European Journal of Agronomy**, v. 14, n. 2, p. 81–111, 2001.

SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA - SEEG. Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970-2019. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 3, n. 3, p. 291–300, 2020.

SHADDEL, S. et al. Sustainable Sewage Sludge Management: From Current Practices to Emerging Nutrient Recovery Technologies. **Sustainability**, v. 11, n. 12, p. 3435, 2019.

SHEHU, M. S.; ABDUL MANAN, Z.; WAN ALWI, S. R. Optimization of thermo-alkaline disintegration of sewage sludge for enhanced biogas yield. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 69–74, 2012.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **Diagnostico do Manejo dos resíduos sólidos urbanos.** 2019. Disponível em: < http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-residuos-solidos > Acesso em 11 maio de 2021.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **Diagnóstico Temático:** Serviços de Água e Esgoto. 2021. Disponível em < http://www.snis.gov.br/diagnosticos >. Acesso em janeiro de 2022.

SMITH, S. R. Review article A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. **Environment International**, v. 35, n. 1, p. 142–156, 2009.

SPINOSA, L.; DOSHI, P. Re-thinking sludge management within the Sustainable Development Goal 6.2. **Journal of Environmental Management**, v. 287, p. 112338, 2021.

SUÁREZ-IGLESIAS, O. et al. Valuable compounds from sewage sludge by thermal hydrolysis and wet oxidation. A review. **Science of the Total Environment**, v. 584–585, p. 921–934, 2017.

SWATI, A.; HAIT, S. Greenhouse gas emission during composting and vermicomposting of organic wastes–a review. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 46, n. 6, p. 1700042, 2018.

SZANTO, G. L., et al. NH3, N2O and CH4 emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure.**Bioresource Technology**, v. 98, p. 2659-2670, 2007.

TEIXEIRA, C. HIGIENIZAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR COMPOSTAGEM TERMOFÍLICA PARA USO AGRÍCOLA. **Dissertação - Universidade Federal de Santa Catarina**, p. 262, 2012.

TORRES DE CARVALHO, P. C. Compostagem. In: TSUTIYA, M.T. et al. **Biossólidos na agricultura**. 2ª ed. São Paulo: ABES/SP, 2002.

TYAGI, V. K.; LO, S. L. Sludge: A waste or renewable source for energy and resources recovery? **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 25, n. 71, p. 708–728, 2013.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **A Guide to the Biosolids Risk Assessment for the EPA Part 503 Rule.** Whashington, DC: EPA, Office of Wastewater Management, 1995. Disponível em < https://www.epa.gov/biosolids/biosolids-laws-and-regulations >. Acesso em março de 2020.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA Method 6010D:** Inductively Couple Plasma - Atomic Emission Spectrometry. Revision 4. Washisgton, DC, 2018. Disponível em < https://www.epa.gov/esam/epa-method-6010d-sw-846-inductively-coupled-plasma-atomic-emission-spectrometry >. Acesso em novembro de 2021.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Basic Information about Biosolids.** 2019. Disponível em < https://www.epa.gov/biosolids/basic-information-about-biosolids#uses >. Acesso em dezembro de 2020.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE - UNFCCC. **Convention.** 1994. Disponível em < https://unfccc.int/process-and-meetings/the-convention/what-is-the-united-nations-framework-convention-on-climate-change >. Acesso em maio de 2021.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE - UNFCCC. **The Kyoto Protocol**. 1997. Disponível em < https://unfccc.int/kyoto_protocol > . Acesso em maio de 2021.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **Project Desingn Document** - Project 0171: Caieiras landfill gas emission reduction. Revisado, 2013. Disponível em < https://cdm.unfccc.int/Projects/DB/DNV-CUK1134509951.62/view?cp=1 >. Acesso em outbro de 2021.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **Methodological tool:** Project and leakage emissions from composting. Version 02.0. 2017a. Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/methodologies/PAmethodologies/tools/am-tool-13-v2.pdf>. Acesso em: 25 outubro de 2021.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **Achievements of the Clean Development Mechanism:** Harnessing Incentive for Climate Action. 2018. Disponível em < https://unfccc.int > Acesso em 17 de maio de 2021.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **Annual report of the Executive Board of the clean development mechanism to the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol**. 2020. Disponível em < https://unfccc..int/documents > Acesso em 17 de maio de 2021.

VON SPERLING, M. Lodos Ativados. In: **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, v. 4, 2002.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3ª- ed. **Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG**, v. 452, 2005.

WEBSITE TERA AMBIENTAL. **Compostagem industrial**. Disponível em < https://www.teraambiental.com.br/compostagem >. Acesso em maio de 2019.

WEI, L. et al. Development, current state and future trends of sludge management in China: Based on exploratory data and CO2-equivaient emissions analysis. **Environmental International**, v. 144, n. May, p. 106093, 2020.

WHO - World Health Organization. G**uidelines for the sage use of wastewater, excreta and greywater**: Wastewater use in agriculture. WHO, v. 2, 213 p. Geneva, 2006.

WRAGE-MÖNNIG, N. et al. The role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide revisited. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 123, n. April, p. A3–A16, 2018.

YUAN, J. et al. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. **Waste Management**, v. 56, p. 403–410, 2016.

ZHANG, L. et al. Overview of current biological and thermo-chemical treatment technologies for sustainable sludge management. **Waste management & research**, v. 32, n. 7, p. 586-600, 2014.

ZHOU, G. et al. Selecting sustainable technologies for disposal of municipal sewage sludge using a multi-criterion decision-making method: A case study from China. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 161, p. 104881, 2020.

APÊNDICE

APÊNDICE I: Cálculo da média e desvio padrão dos metais presente nas 4 amostras do composto orgânico no ano de 2020.

Metais	Lote 1	Lote 3	Lote 5	Lote 7	Média	Desvio
Arsênio (As) mg/kg	5,2	4,4	4,3	3,2	4,3	0,82
Cádmio (Cd) mg/kg	1	0,9	0,8	0,6	0,8	0,17
Chumbo (Pb) mg/kg	26,1	20,5	19,3	13,8	19,9	5,05
Cobre (Cu) mg/kg	328	314	255	326	305,8	34,39
Cromo hexavalente (Cr) mg/kg	0,5	< 0,5	0,9	0,6	0,7	0,21
Mercúrio (Hg) mg/kg	0,2	< 0,05	0,3	0,2	0,2	0,06
Molibdênio (Mo) mg/kg	8,9	6,1	6,8	4,4	6,6	1,86
Níquel (Ni) mg/kg	27,5	24,7	21,8	16	22,5	4,92
Selênio (Se) mg/kg	6,5	< 1,0	5,5	8	6,7	1,26
Zinco (Zn) mg/kg	939	885	766	1220	952,5	192,42

APÊNDICE II: Cálculo da média e desvio padrão dos macronutrientes presente nas 4 amostras do composto orgânico no ano de 2020.

Macronutriente	**Lote 1**	**Lote 3**	**Lote 5**	**Lote 7**	**Média**	**Desvio Padrão**
N - Total (Kg/t)	14	17	17	17	16,25	1,50
P2O5 - total (Kg/t)	25	27	38	41	32,75	7,93
K2O - total (Kg/t)	10	13	12	12	11,75	1,26
Ca- total (Kg/t)	48	78	45	64	58,75	15,31
Mg- total (Kg/t)	8	10	12	13	10,75	2,22
S- Total (Kg/t)	7	9	17	10	10,75	4,35
Umidade (%)	32,3	37,3	33,6	38,8	35,50	3,05
C/N	14	10	8	11	10,75	2,50
CTC (mmol/kg)	380	720	-	360	486,67	202,32
CRA (%)	68	82	-	94	81,33	13,01
pH (CaCl2mol/L)	7,6	8	7,3	8,1	7,75	0,37
Carbono total (%)	**20,5**	17,9	13,1	18,8	17,58	3,17

APÊNDICE III: Cálculo das emissões de metano para o lodo de esgoto no Aterro Sanitário

		National values
DOC	DOC	0,05
DOCf	DOCf	0,770
Methane generation rate constant	k	0,400
Half-life time ($t_{1/2}$, years):	h = ln(2)/k	1,7
exp1	exp(-k)	0,67
Process start in deposition year. Month M	M	13,00
exp2	exp(-k*((13-	1,00
Fraction to CH4	F	0,500

Amount deposited	**MCF**	**Decomposable DOC (DDOCm) deposited**	**DDOCm not reacted. Deposition year**	**DDOCm decomposed. Deposition year**	**DDOCm accumulated in SWDS end of year**	**DDOCm decomposed**	**CH_4 generated**	**CH4 recuperado**	**CH4 emited**	**CH4 emited**
W	MCF	D = W * DOC * DOCf * MCF	B = D * exp2	C = D * (1- exp2)	H = B + ($H_{last\ year}$ * exp1)	E = C + $H_{last\ year}$ * (1 - exp1)	Q = E * 16/12 * F	R= Q*f	CH4 = (Q - R) * (1-OX)	CH4 = GWPCH4 * (Q - R) * (1-OX)
t	fraction	t	t	t	t	t	t	t	tCH_4	tCO_2eq
17547,000	1,000	675,560	675,560	0,000	675,560	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
23370,450	1,000	899,762	899,762	0,000	1352,603	222,718	148,479	74,239	66,81553	1870,835
29429,520	1,000	1133,037	1133,037	0,000	2039,714	445,926	297,284	148,642	133,7779	3745,780
29416,170	1,000	1132,523	1132,523	0,000	2499,784	672,453	448,302	224,151	201,7358	5648,603
19917,744	1,000	478,083	478,083	0,000	2153,738	824,129	549,419	274,710	247,2386	6922,680
64162,000	1,000	2470,237	2470,237	0,000	3913,931	710,044	473,363	236,681	213,0133	5964,372
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	2623,586	1290,345	860,230	430,115	387,1034	10838,894
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	1758,642	864,944	576,629	288,315	259,4831	7265,528
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	1178,853	579,789	386,526	193,263	173,9368	4870,229
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	790,209	388,644	259,096	129,548	116,5933	3264,612
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	529,693	260,516	173,677	86,839	78,15482	2188,335
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	355,064	174,629	116,419	58,210	52,38874	1466,885
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	238,006	117,057	78,038	39,019	35,11722	983,282
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	159,540	78,466	52,311	26,155	23,53978	659,114
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	106,943	52,597	35,065	17,532	15,77919	441,817
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	71,686	35,257	23,505	11,752	10,5771	296,159
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	48,053	23,633	15,756	7,878	7,090045	198,521
0,000	1,000	0,000	0,000	0,000	32,211	15,842	10,561	5,281	4,7526	133,073
								2252,330	**2027,097**	**56758,719**

APÊNDICE IV: Cálculo das emissões de metano e óxido nitroso para o lodo de esgoto no processo de compostagem no período de 2015 a 2020.

Resíduos enviados a compostagem		**Emissões de metano**	**Emissões de óxido nitroso**	**Total de emissões da compostagem**
Ano	**Total de Lodo de esgoto**	Emissões tCH_4	Emissões tN_2O	Emissões Totais em CO_2eq
	(t)			
2015	17547,000	70,188	4,211	3081,253
2016	23370,450	93,482	5,609	4103,851
2017	29429,520	117,718	7,063	5167,824
2018	29416,170	117,665	7,060	5165,479
2019	12417,744	49,671	2,980	2180,556
2020	64162,000	256,648	15,399	11266,847
Total	**176342,884**	**705,372**	**42,322**	**30.965,81**

APÊNDICE V: Cálculo das emissões de metano e óxido nitroso da compostagem para o lodo de esgoto, madeira e restos de alimentos

	Resíduos enviados a compostagem	**Emissões de metano**	**Emissões de óxido nitroso**	**Resíduos enviados a compostagem**	**Emissões de metano**	**Emissões de óxido nitroso**	**Resíduos enviados a compostagem**	**Emissões de metano**	**Emissões de óxido nitroso**	**Total de emissões da compostagem**
Ano	**Total de Lodo**	$Emissões_{CH4} = \sum(Mi*FE)*10^{-3}$	$Emissões_{N2O} = \sum(Mi*FE)*10^{-3}$	**Total de Alimentos**	$Emissões_{CH4} = \sum(Mi*FE)*10^{-3}$	$Emissões_{N2O} = \sum(Mi*FE)*10^{-3}$	**Total de Madeira**	$Emissões_{CH4} = \sum(Mi*FE)*10^{-3}$	$Emissões_{N2O} = \sum(Mi*FE)*10^{-3}$	Emissões Totais = $\sum(Emissões_{CH4*} GWP_{CH4)} + (Emissões_{N2O}*GWP_{N2O})$
Mês	**t**	**tCH_4**	**tN_2O**	**t**	**tCH_4**	**tN_2O**	**t**	**tCH_4**	**tN_2O**	**tCO_2eq**
Jan	7010	28,040	1,682	168	0,672	0,040	1243	4,972	0,298	1478,728
Fev	5017	20,068	1,204	206	0,824	0,049	1160	4,640	0,278	1120,855
Mar	4240	16,960	1,018	209	0,836	0,050	1091	4,364	0,262	972,824
Abr	4257	17,028	1,022	107	0,428	0,026	763	3,052	0,183	900,301
Mai	5905	23,620	1,417	136	0,544	0,033	807	3,228	0,194	1202,509
Jun	5430	21,720	1,303	132	0,528	0,032	911	3,644	0,219	1136,659
Jul	5311	21,244	1,275	129	0,516	0,031	979	3,916	0,235	1127,176
Ago	5081	20,324	1,219	189	0,756	0,045	894	3,576	0,215	1082,398
Set	5668	22,672	1,360	211	0,844	0,051	706	2,824	0,169	1156,326
Out	5481	21,924	1,315	228	0,912	0,055	564	2,256	0,135	1101,539
Nov	5760	23,040	1,382	298	1,192	0,072	444	1,776	0,107	1141,751
Dez	5002	20,008	1,200	144	0,576	0,035	511	2,044	0,123	993,369
Total	**64162**	**256,648**	**15,399**	**2157**	**8,628**	**0,518**	**10073**	**40,292**	**2,418**	**13414,435**