



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO  
SUSTENTÁVEL**

**HYASMIN HOLZ HADDAD**

**HIGIENIZAÇÃO DE LODOS DE ESGOTO COM RESÍDUOS ALCALINOS DA  
INDÚSTRIA SIDERÚRGICA**

**VITÓRIA**

**AGOSTO DE 2022**

HYASMIN HOLZ HADDAD

**HIGIENIZAÇÃO DE LODOS DE ESGOTO COM RESÍDUOS ALCALINOS DA  
INDÚSTRIA SIDERÚRGICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável.

Orientador: Dr. Ing. Ricardo Franci Gonçalves.

VITÓRIA

2022

## **HYASMIN HOLZ HADDAD**

### **HIGIENIZAÇÃO DE LODOS DE ESGOTO COM RESÍDUOS ALCALINOS DA INDÚSTRIA SIDERÚRGICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável na linha de pesquisa em Saneamento Ambiental e Saúde Pública.

Aprovada em 30 de agosto 2022.

### **COMISSÃO EXAMINADORA**

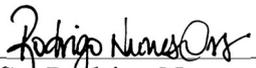
---

Prof. D.Ing. Ricardo Franci Gonçalves  
Orientador - PPGES / CT / UFES

---

Profª. D.Sc. Rosane Hein de Campos  
Examinadora Interna – PPGES / CT / UFES

---

  
D.Sc. Rodrigo Nunes Oss  
Examinador Externo – BIOENGEN

Em conformidade com as normas prescritas na Portaria Normativa Nº. 08/2021 – PRPPG/UFES, o Sr. Presidente da banca examinadora atesta que, a defesa foi realizada por meio de videoconferência, ou outro suporte eletrônico a distância equivalente.

---

Prof. D.Ing. Ricardo Franci Gonçalves  
Orientador – PPGES / CT / UFES



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

**PROTOCOLO DE ASSINATURA**



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por  
Rosane Hein de Campos - SIAPE 99991912  
Centro Tecnológico - CT  
Em 08/12/2022 às 10:09

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:  
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/618734?tipoArquivo=O>



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

**PROTOCOLO DE ASSINATURA**



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por  
RICARDO FRANCI GONCALVES - SIAPE 1176053  
Departamento de Engenharia Ambiental - DEA/CT  
Em 08/12/2022 às 10:28

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:  
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/618753?tipoArquivo=O>

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

---

H762h Holz Haddad, Hyasmin, 1994-  
Higienização de Lodos de Esgoto com Resíduos Alcalinos da Indústria Siderúrgica / Hyasmin Holz Haddad. - 2022.  
82 f. : il.

Orientador: Ricardo Franci Gonçalves.  
Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Lodos de Esgoto. 2. Resíduos Siderúrgicos. I. Franci Gonçalves, Ricardo. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

---

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, por me conceder saúde e sabedoria para seguir sempre em frente. Obrigada por ser a minha força e o meu guia em todos os momentos. A ti, Senhor, toda honra e toda a glória.

A toda a minha família, em especial a minha mãe Lucineia Holz e minha avó e segunda mãe Luzia Holz, por todo o apoio e incentivo em todos os momentos da minha vida. Por acreditarem em mim, e não medirem esforços para a concretização dos meus sonhos. Ao meu companheiro Ezequiel Garcia, por toda a compreensão durante este período de trabalho e pelos sonhos compartilhados de um futuro próspero.

Ao meu orientador, Ricardo Franci, que me guiou neste caminho e sempre acreditou no meu potencial, além de toda confiança e oportunidades únicas de aprendizado proporcionadas ao longo da minha carreira acadêmica e profissional.

Aos meus colegas da UFES pelos momentos de acolhimento, em especial ao Átila Vasconcellos, Breno Simões, Janaína Simões, Lorenzo Gomes, Ludmila Azeredo, Regiane Roque e Rodrigo Oss.

A toda equipe da Fluxo Ambiental, em especial à minha colega e amiga Letícia Ferreira, pelos momentos de acolhimento, apoio e ajudas adversas durante a pesquisa e ao meu gestor, Thiago Keller, que me concedeu todo suporte e a oportunidade de me ausentar em certos momentos no trabalho para frequentar a Universidade, contribuindo com meu crescimento acadêmico e profissional

A ArcelorMittal Tubarão, e em especial ao Diego Magalhães, por promover a viabilidade financeira deste trabalho e por todos os ensinamentos e amizade compartilhados ao longo do curso.

## RESUMO

A higienização do lodo das estações de tratamento de esgotos (ETE) é uma etapa importante no gerenciamento do lodo, pois esse processo garante baixos níveis de patogenicidade no lodo que, ao ser disposto no solo não provoque impacto negativo na saúde da população e no meio ambiente. A Resolução CONAMA Nº 498/2020 estabelece os requisitos mínimos para o processo de higienização, a qual inclui uma série de processos físicos, químicos ou biológicos, sendo um dos principais processos a estabilização alcalina (geralmente com cal). Diante desse cenário, esta pesquisa teve como objetivo demonstrar a viabilidade do uso da escória de aciaria (LD) e do pó de *bag filter* na higienização de lodos de esgoto. Neste estudo, experimentos de desaguamento de lodo removidos de um reator UASB, em pequena escala, foram inicialmente realizados usando geotêxteis para avaliar a cinética de desaguamento natural de lodo utilizado no processo de higienização. Simultaneamente, amostras de cal e resíduos siderúrgicos foram caracterizados por análise composicional por fluorescência de raios-X. Posteriormente, a quantidade de substância alcalina necessária para a higienização do lodo de esgoto foi determinada. Adicionalmente, as misturas foram submetidas a processos de extração de lixiviado e solubilizado de acordo com as normas ABNT NBR 10005 e ABNT 1006. Através das análises de FRX pode-se observar uma predominância dos componentes Ca em todos os materiais analisados. Em relação aos ensaios de higienização, os resultados de pH em ambos os experimentos forneceram as condições exigidas pela Resolução CONAMA Nº 498 (2020) para o processo de estabilização química. Além disso, pode-se concluir que a dose ideal de material alcalino a partir deste estudo é de 30% em massa seca de lodo. Em ambos os experimentos, a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes foi maior que 99,99% e a concentração média de coliformes termotolerantes no bio sólido produzido foi  $< 1,8 \times 10^0$  NMP/g.ST. Em relação aos ovos viáveis de helmintos, em todas as amostras de lodo e bio sólido produzidos foram  $< 0,25$  Ovo/g ST. Deste modo, percebeu-se que em todos os tratamentos, os parâmetros microbiológicos atendem às concentrações recomendadas pela Resolução Conama nº 498 (CONAMA, 2020), para o bio sólidos Classe A e a ABNT NBR 10.004, no que se refere a classificação ambiental.

**Palavras-chave:** Higienização; Lodo de UASB; escória de aciaria (LD); pó de *bag filter*.

## ABSTRACT

Cleaning the sludge from sewage treatment plants (ETE) is an important step in sludge management, as this process ensures low levels of pathogenicity in the sludge which, when disposed of in the soil, does not cause a negative impact on the health of the population and the environment. environment. CONAMA Resolution N° 498/2020 establishes the minimum requirements for the stability process, which includes a series of physical, chemical or biological processes, being one of the main processes to stabilize alkaline (generally with lime). Given this scenario, this research aimed to demonstrate the feasibility of using steel slag (LD) and the dust bag filter in the sewage sludge bathroom. In this study, dewatering experiments of sludge removed from a UASB reactor, on a small scale, were initially performed using geotextiles to evaluate the natural dewatering kinetics of sludge used in the toilet process. Simultaneously, samples of lime and steel residues were characterized by compositional X-ray fluorescence analysis. subsequently, the amount of alkaline substance necessary for cleaning the sewage sludge was determined. In addition, the mixtures were maintained under leached and solubilized guarantee processes in accordance with ABNT NBR 10005 and ABNT 1006 standards. Through FRX analysis, a predominance of Ca components can be observed in all analyzed materials. Regarding the sanitation tests, the pH results in both experiments provide the conditions required by CONAMA Resolution N°. 498 (2020) for the chemical stabilization process. Furthermore, it can be concluded that the ideal dose of alkaline material from this study is 30% in dry mass of sludge. In the experiments, the efficiency of removal of thermotolerant coliforms was greater than 99.99% and the average concentration of thermotolerant coliforms in the biosolid both produced was  $< 1.8 \times 10^3$  MPN/g.ST. Regarding the viable eggs of helminths, in all samples of sludge and biosolids produced there were  $< 0.25$  Egg/g ST. Thus, it is clear that in all treatments, the microbiological parameters meet the concentrations recommended by Conama Resolution N° 498 (CONAMA, 2020), for Class A biosolids and ABNT NBR 10,004, with regard to environmental classification.

**Keywords:** sanitation; UASB sludge; steel slag (LD); bag filter powder.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma de um sistema de tratamento de esgoto e respectiva produção de lodo. ....	23
Figura 2 – Fluxogramas de processo de um (a) sistema aeróbio e um (b) sistema anaeróbio. ....	24
Figura 3 – Diagrama esquemático de um reator UASB convencional.....	26
Figura 4- Etapas do gerenciamento do lodo e os principais processos utilizados.....	29
Figura 5 – Processo de produção da escória de aciaria (LD).....	33
Figura 6 – <i>Gas Cleaning Bag Filter</i> . ....	35
Figura 7 - Estrutura da ETE em escala piloto na área da ETE Araçás.....	40
Figura 8 – Processo de redução das partículas de escória de aciaria (LD). ....	41
Figura 9 – (a) cal, (b) escória (0,75µm), (c) escória (0,1 a 19 mm) e (d) pó de <i>bag filter</i> . ....	42
Figura 10 - Espectrômetro de fluorescência de raio-x Shimadzo modelo Ray Ny EDX-720. ....	43
Figura 11 - (a) vista do reator UASB e (b) desenho esquemático do reator.....	44
Figura 12 – (a) Desaguador Estático Vertical (DEV) e (b) Detalhe “A”,.....	46
Figura 13 - Ensaio de desaguamento com o DEV. ....	46
Figura 14 – Fluxograma dos ensaios de desaguamento com o DEV.....	47
Figura 15 - Representação do Planejamento Fatorial (3 <sup>2</sup> ) utilizado no desaguamento por tecido geotêxtil em escala de bancada. ....	48
Figura 16 – Desaguamento do lodo em uma bolsa drenante BIDIM RT-31.....	50
Figura 17 – (a) Lodo de esgoto desaguado e (b) análise de umidade do lodo. ....	51

Figura 18 – Amostras de 2000 g de lodo a 70% de umidade previamente acondicionados. ....	54
Figura 19 – Fluxograma do processo de higienização através da estabilização alcalina. ....	54
Figura 20 - Caracterização e classificação dos resíduos conforme a ABNT NBR 10004. ....	56
Figura 21 – Volume de líquido drenado acumulado ao longo do tempo para a TAS 1,75 ST/m <sup>2</sup> .....	60
Figura 22 - Volume de líquido drenado acumulado ao longo do tempo para a TAS 3,5 Kg ST/m <sup>2</sup> . ....	60
Figura 23 - Volume de líquido drenado acumulado ao longo do tempo para a TAS 7,0 kg ST/m <sup>2</sup> .....	61
Figura 24 – Variação do pH nas primeiras horas para os 5 níveis do Tratamento 1.	63
Figura 25 – Variação do pH nas primeiras horas para os 5 níveis do Tratamento 2.	64
Figura 26 – Variação do pH nas primeiras horas para os 5 níveis do Tratamento 3.	64
Figura 27 – Variação do pH nas primeiras horas para os 5 níveis do Tratamento 4.	65

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais informações sobre a coleção de dados.....	20
Tabela 2 - Análise descritiva: autores mais produtivos. ....	21
Tabela 3 – Análise descritiva: artigos mais citados. ....	21
Tabela 4 – Análise descritiva: palavras-chave mais relevantes. ....	21
Tabela 5 –Limites estabelecidos pela EPA para organismos patogênicos. ....	38
Tabela 6 –Valores máximos permitidos de substâncias químicas no bio sólido a ser destinado para uso em solos permitidos pela resolução. ....	39
Tabela 7 - Especificações técnicas das mantas geotêxteis analisadas. ....	47
Tabela 8 - Matriz do Planejamento Fatorial (3 <sup>2</sup> ) gerado pelo Software Statistica	13. 48
Tabela 9 - Delineamento Experimental – Ensaio de Higienização. ....	52
Tabela 10 – Concentrações propostas e reais dos materiais alcalinos utilizados no processo de higienização do lodo de esgoto.....	53
Tabela 11 - Resultados FRX: Amostras de cal.....	57
Tabela 12 - Resultados FRX: Amostras de escória.....	58
Tabela 13 - Resultados FRX: Amostras de pó de <i>bag filter</i> . ....	58
Tabela 17 - Resultados obtidos no desaguamento em escala de bancada. ....	59
Tabela 15 – Teor de umidade médio nas amostras de lodo bruto e nos bio sólidos produzidos.....	65
Tabela 16 – Concentrações médias de coliformes termotolerantes nos testes de alcalinização o com cal. ....	67
Tabela 17 - Concentrações médias de coliformes termotolerantes nos testes de alcalinização com escória (0,1 a 19 mm) .....	67

Tabela 18 - Concentrações médias de coliformes termotolerantes nos testes de alcalinização com escória (0,75 µm) .....	67
Tabela 19 - Concentrações médias de coliformes termotolerantes nos testes de alcalinização com pó de <i>bag filter</i> .....	68
Tabela 20 – Resultados da análise de variância (ANOVA).....	69
Tabela 21 – Resultado do teste de Tukey para a variável “Tratamento”.....	70
Tabela 22 – Resultado do teste de Tukey para a variável “Repetições”.....	70
Tabela 23 – Resultado do teste de Tukey para a variável “Níveis”.....	70
Tabela 24 – Resultado do teste de Tukey para a variável “Tempo”.....	70
Tabela 25 – Resultados da análise de variância (ANOVA).....	71
Tabela 26 – Resultado do teste de Tukey para o nível “20%”.....	72
Tabela 27– Resultado do teste de Tukey para o nível “30%”.....	72
Tabela 28– Resultado do teste de Tukey para o nível “40%”.....	72
Tabela 29– Resultado do teste de Tukey para o nível “50%”.....	72
Tabela 30– Resultado do teste de Tukey para o nível “60%”.....	72
Tabela 31 – Resultados do extrato obtido no ensaio de lixiviação segundo a ABNT NBR 10.004.....	74
Tabela 32 – Resultados do extrato obtido nos ensaios de solubilização. ....	75

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Vantagens e desvantagens do processo anaeróbio. ....	25
Quadro 2 - Vantagens e desvantagens do processo anaeróbio (continuação).....	26
Quadro 3 – Principais características do lodo gerado em um reator UASB seguido de pós-tratamento aeróbio. ....	28
Quadro 4 – Descrição dos processos de higienização de lodos. ....	31
Quadro 5 - Principais características do reator UASB da ETE piloto. ....	45
Quadro 6 - Níveis dos fatores empregados no Planejamento Experimental $3^2$ . ....	48

## SUMÁRIO

1.- INTRODUÇÃO .....	16
2.- OBJETIVOS .....	18
2.1.- OBJETIVO GERAL.....	18
2.2.- OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	18
3.- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	19
3.1.- METODOLOGIA DE REVISÃO .....	19
3.2.- ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA E MAPEAMENTO CIENTÍFICO DOS DADOS .....	20
3.3.- ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO .....	22
3.4.- TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO.....	23
3.5.- REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE .....	26
3.6.- GERENCIAMENTO DO LODO .....	27
3.7.- HIGIENIZAÇÃO DE LODO DE ESGOTO.....	30
3.7.1.- PROCESSO DE HIGIENIZAÇÃO DE LODOS DE ESGOTO .....	30
3.7.2.- ESTABILIZAÇÃO ALCALINA COM CAL .....	31
3.7.3.- ALTERNATIVAS À UTILIZAÇÃO DE CAL NO TRATAMENTO QUÍMICO .....	31
3.8.- DISPOSIÇÃO FINAL DO LODO.....	35
3.8.1.- ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO FINAL DE LODO SOB O ENFOQUE AMBIENTAL.....	35
3.9.- NORMATIZAÇÃO PARA O USO AGRÍCOLA DE BIOSSÓLIDOS.....	37
4.- MATERIAL E MÉTODOS .....	40

4.1.- CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO HIDRÓXIDO DE CÁLCIO E DOS RESÍDUOS SIDERÚRGICOS .....	41
4.2.- PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS DE LODO DE ESGOTO .....	43
4.2.1.- ENSAIOS DE DESAGUAMENTO DO LODO .....	45
4.3.- CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO LODO DE ESGOTO BRUTO E HIGIENIZADO .....	51
4.4.- DEFINIÇÃO DA DOSAGEM IDEAL DOS RESÍDUOS SIDERÚRGICOS PARA HIGIENIZAÇÃO DO LODO .....	52
4.5.- AVALIAÇÃO DA LIXIVIAÇÃO DE METAIS PESADOS NO LODO HIGIENIZADO COM RESÍDUOS SIDERÚRGICOS.....	55
4.6.- PROCESSAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS .....	57
5.- RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	57
5.1.- CARACATERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO HIDRÓXIDO DE CÁLCIO E DOS RESÍDUOS SIDERÚRGICOS .....	57
5.2.- PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS PARA OS ENSAIOS DE HIGIENIZAÇÃO ..	59
5.2.1.- ENSAIO DE DESAGUAMENTO DO LODO .....	59
5.3.- CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO LODO DE ESGOTO E DO BIOSSÓLIDO PRODUZIDO .....	62
5.3.1.- PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	62
5.3.2.- PARÂMETROS MICROBIOLÓGICOS .....	66
5.4.- DEFINIÇÃO DA DOSAGEM IDEAL DOS RESÍDUOS SIDERÚRGICOS.....	69
5.4.1.- ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS .....	69
5.5.- AVALIAÇÃO DA LIXIVIAÇÃO DE METAIS PESADOS NO LODO HIGIENIZADO COM RESÍDUOS SIDERÚRGICOS.....	73

6.- CONCLUSÕES .....	76
7.- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	77

## 1. INTRODUÇÃO

O rápido crescimento da população, cerca de 2 bilhões de pessoas nos próximos 30 anos (ONU, 2019), contribui significativamente para o aumento da demanda por alimento, água e recursos energéticos, além da geração exponencial de resíduos (MILLER-ROBBIE; RAMASWAMI; AMERASINGHE, 2017). Nesse sentido, a produção de lodo de lodo biológico de esgoto se destaca, pois a viabilidade de seu manejo é de extrema importância para os setores econômico-financeiros da indústria (COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2019). Em âmbito nacional, considerando que a taxa média de tratamento de esgoto no Brasil é de 46,3%, estima-se que a quantidade de lodo líquido produzida é de 4,3 bilhões de metros cúbicos no ano de 2019, ou seja, cerca de 1 a 4 L/Hab.dia (SNIS, 2019). Além disso, o tratamento e disposição final do lodo podem representar cerca de 60% dos custos operacionais de uma estação de tratamento de esgoto (VON SPERLING, 2007-).

Diante desse cenário, o desenvolvimento de tecnologias voltadas para a redução da produção e a recuperação recursos do lodo de ETEs tornou-se muito importante (BUONOCORE *et al.*, 2018). Além de fonte energética, os biossólidos contém quantidades importantes de nutrientes (C, N e P), o que é particularmente interessante para a agricultura (PAPASTERGIADIS *et al.*, 2015). No entanto, a presença de microrganismos patogênicos e, eventualmente, metais pesados inviabilizam em alguns casos a sua utilização como insumo agrícola. Portanto, o processo de higienização foi desenvolvido para acelerar a degradação da matéria orgânica, reduzir odores desagradáveis e a atração de vetores e garantir que, se aplicado ao solo, o lodo não concorra com os recursos naturais do meio ambiente (HARTENSTEIN, 1981; ROCHA; BARÉS; BRAGA, 2016; SINGH; AGRAWAL, 2008).

A higienização compreende uma série de processos que podem ser físicos, químicos ou biológicos, sendo os principais: estabilização alcalina (geralmente com cal), digestão anaeróbia, digestão aeróbia e compostagem. A Resolução Nº 498/2020 do Conselho Nacional do Meio Ambiente considera a aplicação de cal como uma alternativa eficaz para a higienização do lodo porque a manutenção de altos valores de pH da mistura álcali - lodo ao longo do tempo, elimina as comunidades microbianas e reduz a biodisponibilidade de metais pesados, além de contribuir para a sua desodorização (PAPASTERGIADIS *et al.*, 2015). Porém, o consumo de cal é

considerável, o que aumenta sensivelmente os custos operacionais do gerenciamento de lodos nas estações de tratamento.

A fim de reduzir os custos do tratamento e promover o desenvolvimento sustentável, diversos estudos têm avaliado o impacto de resíduos industriais atóxicos com alto teor de óxido de cálcio (CaO) na estabilização alcalina de lodo de esgoto. Existem vários resíduos que podem substituir a cal para estabilização alcalina de lodo de esgoto, como resíduo de forno de cimento, resíduo de forno de cal, calcário, cinzas volantes e outras cinzas de queima de carvão, cinza de madeira e dentre as indústrias geradoras desses resíduos se destaca a siderurgia, que gera diariamente uma grande quantidade de resíduos sólidos como a como escória de aciaria (LD) e o pó de *bag filter* (SAMARA; MATSI; BALIDAKIS, 2017; SUN *et al.*, 2015), que possuem a maior quantidade de cálcio na sua composição. Comprovada a viabilidade do emprego dos mesmos na higienização de lodos de esgoto, eles se tornarão importantes coprodutos a incrementar a produtividade da indústria siderúrgica e sua responsabilidade ambiental (NECHIFOR *et al.*, 2020).

Assim, considerando que a disposição final dos resíduos do saneamento e da siderurgia é uma questão ambiental importante, este estudo visa comprovar a viabilidade da utilização da escória de aciaria (LD) e do pó de *bag filter* na higienização de lodos de esgoto.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GERAL

Estudar a higienização química do lodo de um reator UASB mediante o emprego de escória de aciaria (LD) e pó de *bag filter* como elementos alcalinizantes.

### 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i. Realizar a caracterização físico-química da cal, da escória de aciaria (LD) e do pó de *bag filter* a serem utilizados como insumos na higienização do lodo;
- ii. Realizar a caracterização físico-química e microbiológica do lodo desaguado do reator UASB e do biossólido produzido via higienização com resíduos siderúrgicos;
- iii. Definir a dosagem ideal dos resíduos siderúrgicos escória de aciaria (LD) e pó de *bag filter* para a higienização do lodo do UASB;
- iv. Avaliar a lixiviação de metais pesados no lodo higienizado com resíduos siderúrgicos.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. METODOLOGIA DE REVISÃO

Nesta revisão, foi utilizada uma ferramenta denominada *bibliometrix* desenvolvida por Aria e Cuccurullo (ARIA; CUCCURULLO, 2017). Trata-se de um pacote de software de código aberto desenvolvido na linguagem de computação gráfica e estatística "R" (TEAM, 2020), que pode ser usado para análises bibliométricas mais abrangentes usando ferramentas específicas.

A análise bibliométrica foi realizada em três fases principais, a saber: aquisição de dados através de palavras-chave em bases de dados previamente definidas e exportação dos resultados para o R; análise descritiva do portfólio bibliográfico, criação de redes de conexão, cocitação, colaboração e análise de coocorrência; visualização de dados mapeando a estrutura conceitual e mapeando a rede. Primeiramente, os dados foram extraídos de duas entre as principais bases de dados comumente utilizadas: *Web of Science* - Coleção Principal e *SCOPUS*. A identificação dos registros para ambas as bases de dados foi realizada utilizando as palavras-chave ("*Sewage Sludge*" OR "*Biosolids*") AND ("*Steelmaking Slag*" OR "*Slag*"). Em seguida, os dados foram pré-selecionados conforme os seguintes filtros aplicados: Restringiu-se a busca ao período de 2015-2020 (outubro de 2020), o tipo de documento limitou-se a apenas artigos e a linguagem específica adotada foi o inglês. O próximo passo consistiu em exportar e converter os dados (tanto do *Web of Science* quanto do *SCOPUS*) para o R, mesclando as bases e excluindo as informações repetidas.

No total, foram encontrados 164 artigos nas bases de dados supracitadas entre o intervalo de 2015-2020. Para esse período, o número de citações médias por artigo foi de 7,7 e a taxa de crescimento de publicações anual foi de 2,8%. A relevância científica dos 164 artigos foi restrita ao fator de impacto, sendo que destes apenas os publicados em periódicos com o fator de impacto maior ou igual a 1,0 foram selecionados para leitura. Ainda, foram considerados os artigos que tiveram ao menos uma citação, reduzindo a leitura a 50 artigos. Por fim, foram lidos os títulos e os resumos com o objetivo de selecionar apenas os artigos que compreendessem alternativas de utilização do lodo de esgoto junto a resíduos siderúrgicos, totalizando 29 artigos.

### 3.2. ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA E MAPEAMENTO CIENTÍFICO DOS DADOS

A análise bibliométrica tornou-se uma atividade indispensável em todos os departamentos, uma vez que dados estatísticos bibliométricos baseados em dados científicos fornecem análises mais objetivas e confiáveis.

Por meio do mapeamento científico, conhecimentos úteis podem ser extraídos dos dados e a estrutura intelectual da pesquisa pode ser determinada (ARIA; CUCCURULLO, 2017). No entanto, esse processo tende a ser complicado porque os métodos comumente usados têm várias etapas e requerem várias ferramentas de análise e software de mapeamento, tais quais nem sempre estão disponíveis em versões gratuitas (GULER; WAAIJER; PALMBLAD, 2016). Nesse sentido, a ferramenta *bibliometrix* mostrou-se vantajosa, pois pode fornecer uma variedade de técnicas estatísticas e gráficas em um único instrumento, sendo capaz de substituir o fluxo de trabalho manual adotado pelas metodologias clássicas.

O resumo dos principais resultados da análise bibliométrica descritiva, bem como os 10 autores mais produtivos, 10 artigos mais citados e 10 palavras-chave mais relevantes podem ser visualizado nas Tabela 1, Tabela 2, Tabela 3 e Tabela 4, respectivamente.

Tabela 1 – Principais informações sobre a coleção de dados.

<b>Descrição</b>	<b>Resultados</b>
Intervalo de tempo	2015 - 2020
Fontes (periódicos revisados por pares)	22
Artigos	29
Média de citações por documento	11,6
Média de citações por ano por documento	2,331
Referências	83
Autores	118
Autores de documentos de autoria única	1
Autores de documentos de autoria múltipla	117
Coautores por documento	4,33
Índex de colaboração	4,03

Fonte: Autoria própria.

Tabela 2 - Análise descritiva: autores mais produtivos.

<b>Autores</b>	<b>Artigos</b>	<b>Artigos Fracionados</b>
LIU L	4	1,00
SUN Y	4	1,00
WANG X	3	0,75
ZHANG Z	3	0,75
WANG Z	2	0,45
ZHANG H	2	0,50
ABEDIN Z	1	0,17
AKASAKI J	1	0,13
ATS M	1	0,50

Fonte: Autoria própria.

Tabela 3 – Análise descritiva: artigos mais citados.

<b>Artigo</b>	<b>Total de citações</b>	<b>Total de citações por ano</b>
WANG L, 2018, CHEM ENG J	72	18
SUN Y, 2015, BIORESOUR TECHNOL-a	40	5,714
SUN Y, 2015, BIORESOUR TECHNOL	34	4,857
LUO S, 2016, ENERGY	33	5,5
CHAKRABORTY S, 2017, J CLEAN PROD	21	4,2
SUN Y, 2015, SCI REP	21	3
HAN F, 2019, BIORESOUR TECHNOL	13	4,333
SUN Y, 2016, INT J HYDROG ENERGY	13	2,167
SAMARA E, 2017, WASTE MANAGE	11	2,2
HWANG CL, 2017, CONSTR BUILD MATER	11	2,2

Fonte: Autoria própria.

Tabela 4 – Análise descritiva: palavras-chave mais relevantes.

<b>Palavras</b>	<b>Ocorrências</b>
sewage-sludge	11
fly-ash	9
Lime	7
Biodiversity	5
Dust	5
Biosolid	4
blast-furnace slag	4
Calcium	4
Concrete	4
fly ash	4

Fonte: Autoria própria.

### 3.3. ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

As Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) são as principais unidades receptoras de efluentes oriundos de diversas origens, incluindo: domésticos, industriais, hospitalares, agrícolas, entre outros (SYED-HASSAN *et al.*, 2017). Sendo assim, os termos esgoto, efluente e água residuária são sinônimos e englobam tudo que é descartado nos sistemas de esgotamento sanitário, tornando-se uma mistura complexa de materiais orgânicos, inorgânicos, nutrientes, organismos patogênicos e outras substâncias indesejáveis (CANTINHO *et al.*, 2015).

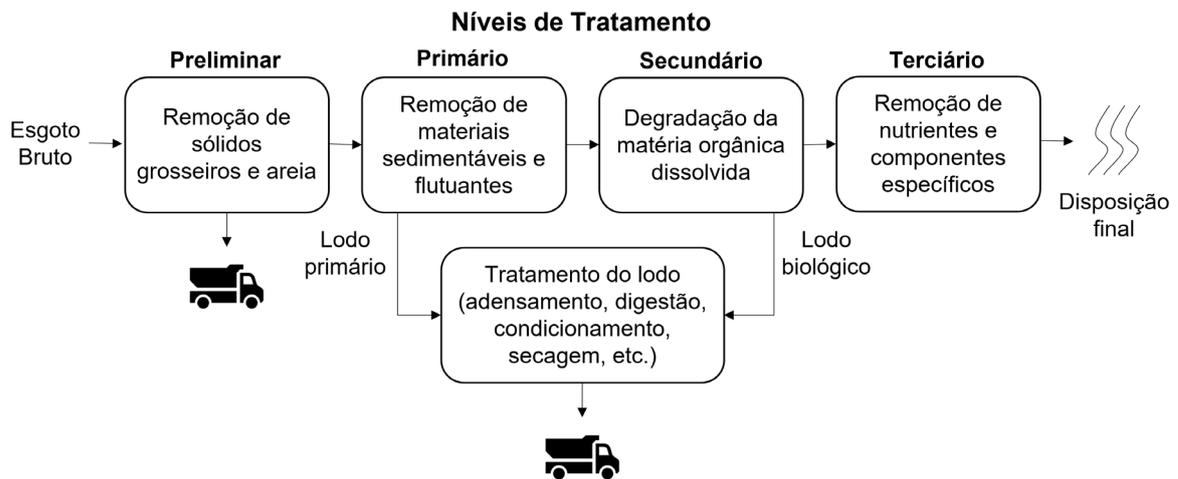
O tratamento de esgoto em uma ETE é um processo complexo realizado há mais de 100 anos e emprega uma série de operações unitárias físicas, químicas e biológicas (sendo empregadas de forma individual ou combinada) para remoção ou transformação de substâncias indesejáveis. Para atingir os padrões de qualidade vigentes no que se refere ao lançamento de efluentes, a remoção de poluentes está relacionada à eficiência do sistema e ao nível de tratamento adotado, sendo este último dividido em: preliminar, primário, secundário, terciário e, às vezes, até terciário (avançado) (METCALF; EDDY, 2015; SIN; AL, 2021).

A primeira etapa do tratamento é chamada de preliminar e envolve a remoção de materiais grosseiros e de partículas de areia através de gradeamento e desarenadores. A segunda etapa (tratamento primário) é projetada para remover materiais sedimentáveis e flutuantes, como sólidos ricos em gorduras, óleos e graxas, removendo assim uma pequena parte da matéria orgânica. Tanto no tratamento preliminar quanto no tratamento primário, predominam operações unitárias físicas para remoção dos poluentes. Em seguida, o tratamento secundário é responsável pela decomposição da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) por processos biológicos unitários e, por fim, o tratamento terciário inclui a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), poluentes específicos como compostos não biodegradáveis, sólidos inorgânicos recalcitrantes e tóxicos. Usualmente, no tratamento terciário predominam processos químicos (TONETTI *et al.*, 2018; VON SPERLING, 2005).

Uma vez que os níveis de tratamento acima mencionados geram inevitavelmente grandes quantidades de resíduos sólidos denominados lodo de esgoto, a gestão desse subproduto torna-se parte integrante do sistema de tratamento. Sendo assim,

a Figura 1 mostra o fluxograma de um sistema de tratamento de esgoto completo, incluindo as etapas relacionadas à geração, tratamento e disposição final dos subprodutos de cada etapa.

Figura 1 – Fluxograma de um sistema de tratamento de esgoto e respectiva produção de lodo.



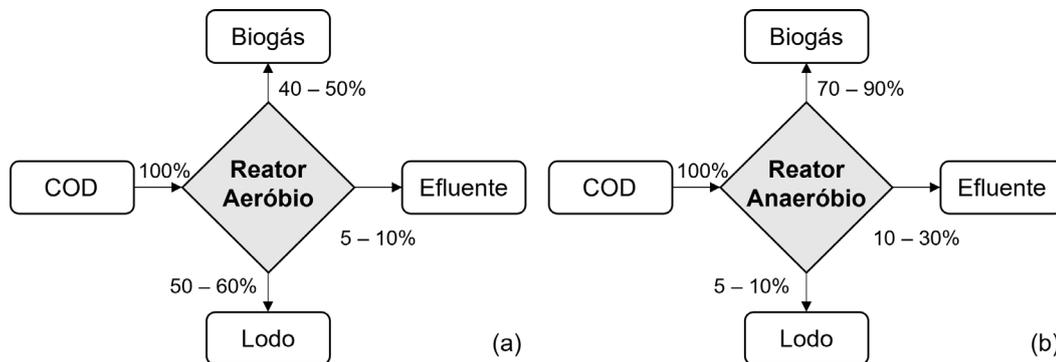
Fonte: (TONETTI *et al.*, 2018).

### 3.4. TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO

Desde o início dos anos 1900, o objetivo do tratamento biológico de esgoto tem sido remover a matéria orgânica e outras substâncias que podem levar ao consumo excessivo de oxigênio dissolvido (OD) nos corpos d'água receptores, remover os sólidos suspensos e coloidais que fazem com que essas partículas se acumulem no corpo receptor e reduzir a descarga de organismos patogênicos (METCALF; EDDY, 2015).

Os sistemas convencionais de tratamento biológico baseiam-se na estabilização biológica da matéria orgânica, e a principal diferença entre os sistemas de tratamento está relacionada à decomposição em condições aeróbicas (presença de oxigênio) ou anaeróbicas (ausência de oxigênio). A Figura 2 mostra os fluxogramas de processo de um sistema de tratamento aeróbio em relação ao tratamento anaeróbio.

Figura 2 – Fluxogramas de processo de um (a) sistema aeróbio e um (b) sistema anaeróbio.



Fonte: (VON SPERLING, 2007).

Conforme Von Sperling (2007), em um sistema aeróbio, aproximadamente 40% a 50% da estabilização da matéria orgânica ocorre durante a conversão em CO<sub>2</sub> e a matéria orgânica é incorporada em grande quantidade (cerca de 50% a 60%) na forma de biomassa microbiana, constituindo o lodo excedente. A matéria orgânica que não é convertida em dióxido de carbono ou biomassa sai do reator como material não degradado (5% a 10%). Já em sistemas anaeróbios, a maior parte da matéria orgânica biodegradável presente no reator é convertida em biogás (cerca de 70% a 90%), que é removida da fase líquida e sai do reator na forma gasosa. Apenas uma pequena fração da matéria orgânica é convertida em biomassa microbiana (cerca de 5% a 15%), que então constitui o lodo excedente. O material que não é convertido em biogás ou biomassa sai do reator como material não degradado (10% a 30%).

O sistema de lodos ativados, descoberto na Inglaterra em 1880, é um dos mais antigos sistemas de tratamento aeróbio. Este sistema ainda é usado em todo o mundo e sua descoberta levou a que muitos conceitos e tecnologias fossem implementados até hoje. Todavia, em função do crescente número de inovações no setor de saneamento, esses sistemas de tratamento estão cada vez mais limitados – especialmente no nosso país, no que se refere ao alto custo de implantação e exigências de grandes áreas, além do requisito de um índice de mecanização superior em comparação com outros sistemas de tratamento, associado à alta complexidade operacional, maior consumo de energia elétrica e maior produção de lodo excedente (SIN; AL, 2021).

Por muito tempo, a aplicação de processos anaeróbios não foi considerada uma boa opção para o tratamento de efluentes. Segundo Campos (1999), até a década de

1960, o único processo anaeróbio utilizado nas estações de tratamento era a digestão anaeróbia para estabilização de matéria orgânica e lodo de esgoto. No entanto, em busca de tratamentos mais eficientes para atender a padrões de lançamento mais restritivos, os projetos de reatores anaeróbios tornaram-se atraentes na Europa no início da década de 1980, e sua aceitação passou de um estágio duvidoso para o atual estágio de aceitação (BODÍK et al., 2003).

A expansão do conhecimento, juntamente com o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de efluentes anaeróbios abriram novos caminhos para o tratamento de efluentes em muitos países tropicais e subtropicais, especialmente no Brasil, onde as temperaturas ambientes são relativamente altas, condição ideal para as Arqueas Metanogênicas (DAUD *et al.*, 2018). Em vista disso, o uso de reatores anaeróbios tem se mostrado uma alternativa oportuna em relação às características favoráveis, como sistemas de tratamento simplificados com baixo custo de implantação, simplicidade de manutenção e operação, baixos requisitos de área (sem necessidade de implantação de decantador principal e digestor de lodo), baixa produção de lodo excedente, eficiência no atendimento as normas das legislações vigentes e possibilidade de geração de energia na forma de biogás (RIZVI *et al.*, 2015). Os Quadro 1 e Quadro 2 listam as principais vantagens e desvantagens da aplicação da tecnologia anaeróbia no tratamento de efluentes.

Quadro 1 - Vantagens e desvantagens do processo anaeróbio.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Baixa produção de sólidos, cerca de 3 a 5 vezes menor que em processos aeróbios;</li> <li>▪ Baixo consumo de energia, geralmente associado a estações de bombeamento afluente, levando a custos operacionais muito baixos;</li> <li>▪ Baixos requisitos de área;</li> <li>▪ Baixos custos de implantação;</li> <li>▪ Produção de metano, um gás combustível altamente calorífico;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Os microrganismos anaeróbios são suscetíveis à inibição por muitos compostos;</li> <li>▪ O início do processo pode ser lento na ausência de lodo de semente adaptado;</li> <li>▪ Alguma forma de pós-tratamento geralmente é necessária;</li> <li>▪ A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda requerem mais estudos;</li> </ul>

Fonte: (VON SPERLING, 2005)

Quadro 2 - Vantagens e desvantagens do processo anaeróbio (continuação).

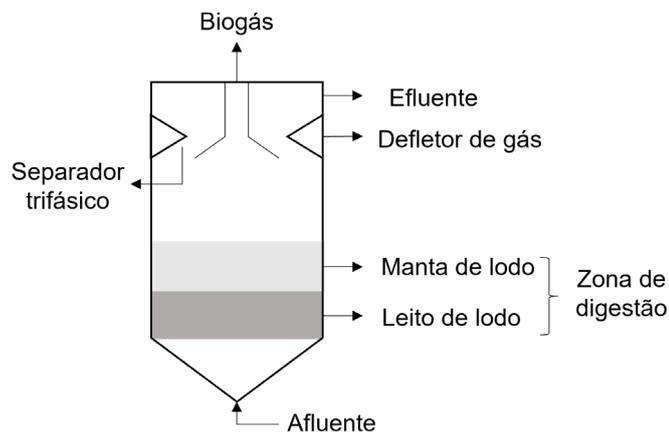
Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses;</li> <li>▪ Tolerância a altas cargas orgânicas;</li> <li>▪ Aplicação em pequena e grande escala;</li> <li>▪ Baixo consumo de nutrientes.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Possível geração de maus odores, embora sejam controláveis;</li> <li>▪ Possível geração de efluentes com aspecto desagradável;</li> <li>▪ Remoção insatisfatória de nitrogênio, fósforo e patógenos.</li> </ul>

Fonte: (VON SPERLING, 2005)

### 3.5. REATOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE

O Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (RAFA) mais conhecido pela sigla em inglês – UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) é um reator de alta taxa (baixos tempos de detenção hidráulica (TDH), elevados tempos de retenção de sólidos (TRS) e baixo crescimento celular desenvolvido no final da década de 1970 por *Lettinga* e seus colegas de trabalho na Universidade de *Wageningen*, na Holanda (LIM; KIM, 2014). A Figura 3 representa o diagrama esquemático de um reator UASB convencional.

Figura 3 – Diagrama esquemático de um reator UASB convencional.



Fonte: Adaptado de (MARIRAJ MOHAN; SWATHI, 2022).

Os componentes de um reator UASB incluem um leito e manta de lodo (zona de digestão) e um sistema trifásico de separação de gases, líquidos e sólidos. O esgoto afluente entra pelo fundo do reator e o processo passa por três etapas através do fluxo ascendente do esgoto: um leito de lodo que contém grânulos ativos densos e de elevada atividade biológica (DAUD *et al.*, 2018), seguido por uma biomassa de menor

densidade, conhecida como manta de lodo e, por fim, o movimento ascendente de líquidos e bolhas de ar facilitam o transporte das partículas de biomassa da câmara de digestão, que são retidas pelo separador trifásico instalado no topo do reator. No interior da unidade há uma câmara de gás que capta e direciona o biogás para combustão e as partículas de biomassa mais pesadas são removidas do efluente líquido e devolvidas à zona de digestão. Todo lodo produzido durante o processo de tratamento no reator UASB é concentrado no fundo do reator, e o excesso de lodo digerido e estabilizado é submetido a descargas hidráulicas periódicas para reduzir o volume de lodo em excesso (CAMPOS, 1999; CHERNICHARO, 2015).

Apesar da alta eficiência de remoção de DBO, o reator UASB não garante a remoção de compostos tóxicos e recalcitrantes, nutrientes e patógenos. Além disso, as partículas mais leves são levadas juntamente com o efluente. Portanto, o esgoto efluente dos reatores UASB geralmente requer pós-tratamento para melhoria na qualidade de acordo com os padrões de lançamento (COLLIVIGNARELLI et al., 2021).

### 3.6. GERENCIAMENTO DO LODO

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) por meio da NBR 12209 (1992) refere-se ao lodo de esgoto como “suspensão aquosa de substâncias minerais e orgânicas separadas no processo de tratamento”, isso porque o lodo de esgoto possui um teor de umidade superior a 90%, é composto principalmente de substâncias orgânicas, inorgânicas e nutrientes e suas características variam de acordo com a origem, idade, sistema de tratamento empregado e tipo de tratamento a que o lodo foi submetido (LÓPEZ et al., 2020). O Quadro 3 mostra as principais características do lodo de esgoto produzido em estações anaeróbicas de tratamento de esgoto (reatores UASB) seguido de pós-tratamento aeróbio.

Quadro 3 – Principais características do lodo gerado em um reator UASB seguido de pós-tratamento aeróbio.

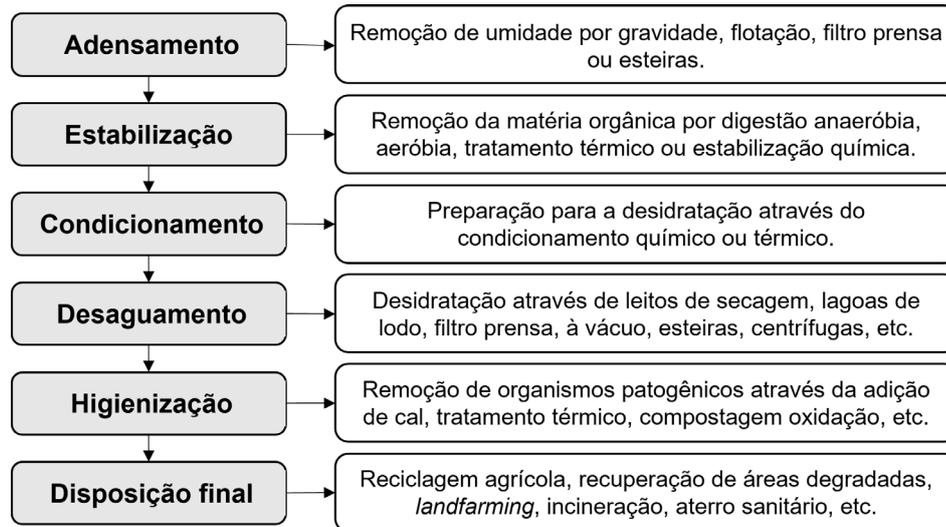
Sistema de tratamento adotado	Características do lodo produzido e removido da fase líquida			
	kgSS/kgCOD aplicado	Teor de Sólidos Totais (%)	Massa de lodo (gSS/hab.dia)	Volume de lodo (L/hab.dia)
Reator UASB	0,12 – 0,18	3 – 6	12 – 18	0,2 – 0,6
Reator UASB + pós-tratamento aeróbio:				
• Lodo anaeróbio (UASB)	0,12 – 0,18	3 – 4	12 – 18	0,30 – 0,60
• Lodo aeróbio	0,08 – 0,14	3 – 4	8 – 14	0,20 – 0,50
• Total	0,20 – 0,32	3 – 4	20 – 32	0,50 – 1,10

Fonte: Adaptado de (VON SPERLING; GONCALVES, 2007).

O gerenciamento do lodo e sua respectiva disposição final são uma atividade de grande importância e complexidade. Isso porque além dos custos de transporte que podem chegar a 50% dos custos operacionais totais, a presença de microrganismos patogênicos, metais pesados e micropoluentes no lodo são os principais problemas enfrentados pelas ETEs (CANZIANI; SPINOSA, 2019).

As principais etapas do gerenciamento do lodo abrangem: adensamento ou espessamento, estabilização, desaguamento ou desidratação, higienização e disposição final, e a inclusão de uma ou mais dessas etapas para o processamento adequado do lodo depende de suas propriedades e do sistema de tratamento de esgoto utilizado (VON SPERLING, 2007-). As etapas do gerenciamento de lodos e algumas técnicas de tratamento são apresentadas na Figura 4.

Figura 4- Etapas do gerenciamento do lodo e os principais processos utilizados.



Fonte: (METCALF; EDDY, 2015).

Em resumo, o espessamento do lodo tem por objetivo reduzir o volume e consiste no aumento da concentração dos sólidos, por meio da retirada parcial da água que caracteriza o grau de umidade. A estabilização deve-se à redução da matéria orgânica presente no lodo, ou seja, através da redução dos sólidos voláteis. O condicionamento é um processo físico usado para melhorar as características de separação da fase sólido-líquido do lodo, por meio da adição de produtos condicionantes para a formação de flocos. A desidratação visa reduzir ainda mais a umidade e conseqüentemente diminuir o volume por meio de métodos de secagem naturais ou mecânicos. O objetivo da etapa de higienização é reduzir e eliminar a densidade de microrganismos patogênicos de forma a gerar condições que garantam o uso seguro deste material (GERADO; SANIT; ANDREOLI, 2001; SANEPAR, 1999; VON SPERLING, 2007-).

Embora os termos lodo e biossólidos tenham sejam utilizados como sinônimos, a *United States Environmental Protection Agency* (EPA) (2019) define o termo biossólido como “lodo de esgoto que passou por um ou mais tratamentos e pode ser usado de forma benéfica”, desde que sejam cumpridos os requisitos da regulamentação federal e estadual em vigor. Wijesekara et al. (WIJESEKARA et al., 2016) também definem biossólidos como sólidos orgânicos estáveis, derivados de processos de tratamento de esgotos que podem ser gerenciados com segurança para uso benéfico de seu valor nutricional ou energético.

### 3.7. HIGIENIZAÇÃO DE LODO DE ESGOTO

#### 3.7.1. Processo de higienização de lodos de esgoto

A disponibilidade e fito toxicidade de metais pesados em lodo de esgoto são um dos principais fatores restritivos que limitam a aplicação dos biossólidos no solo (ZHANG *et al.*, 2018). Além disso, se não for gerenciado de maneira adequada, a grande quantidade de compostos orgânicos e organismos patogênicos no lodo se torna prejudicial ao ambiente ecológico (LUO *et al.*, 2018).

Para a recuperação e utilização do lodo de esgoto no solo, a estabilização da matéria orgânica e a avaliação da biossegurança do lodo são necessárias, garantindo que o biossólido não cause efeitos nocivos ao meio ambiente e a saúde pública. Portanto, para não oferecer risco de contaminação biológica ao meio ambiente, um processo complementar a estabilização, chamado de higienização (ou desinfecção), deve ser adicionado ao gerenciamento de lodo. O processo de higienização foi desenvolvido para acelerar a degradação da matéria orgânica, reduzir odores desagradáveis e a atração de vetores e garantir que, se aplicado ao solo, o lodo não concorra com os recursos naturais do meio ambiente (HARTENSTEIN, 1981; ROCHA; BARÉS; BRAGA, 2016; SINGH; AGRAWAL, 2008).

A higienização compreende uma série de processos que podem ser físicos, químicos ou biológicos, sendo os principais: estabilização alcalina (geralmente com cal), digestão anaeróbia, digestão aeróbia e compostagem. Segundo Rocha (2009), o processo de higienização do lodo garante que o nível de patogenicidade no lodo seja baixo, reduzindo significativamente concentrações de bactérias, enterovírus e ovos viáveis de helmintos, para que o lodo não represente risco à saúde e ao meio ambiente ao ser disposto no solo. O Quadro 4 define de forma simplificada os principais processos de higienização do lodo de esgoto.

Quadro 4 – Descrição dos processos de higienização de lodos.

Processo	Descrição
Estabilização alcalina	Materiais alcalinos, geralmente cal, são adicionados para manter um pH alto que pode destruir microrganismos patogênicos.
Digestão anaeróbia	A biotransformação de matéria orgânica ocorre por fermentação na ausência de oxigênio em reatores aquecidos para produção de metano e dióxido de carbono.
Digestão aeróbia	Biotransformação de matéria orgânica na presença de ar atmosférico ou oxigênio, geralmente em tanques abertos.
Compostagem	Biotransformação da matéria orgânica sólida em reatores fechados ou pilhas.

Fonte: (METCALF; EDDY, 2015).

### 3.7.2. Estabilização alcalina com cal

A estabilização alcalina é um método eficaz para eliminar os organismos patogênicos do lodo, além de estabilizar e desodorizar o mesmo (VON SPERLING, 2007-). Durante o processo de estabilização alcalina, a cal é adicionada ao lodo em proporção suficiente para elevar o pH para 12 (aproximadamente 30% a 50% do peso seco do lodo), fazendo com que, além de provocar a precipitação de metais como compostos insolúveis, sejam desenvolvidas condições ambientes que interrompam ou reduzam significativamente as populações microbianas (SIEBIELEC et al., 2018).

Segundo Metcalf et al. (2015), uma vantagem da estabilização alcalina é a produção de um material estável que se assemelha a solos ricos em matéria orgânica e nutrientes, além da redução considerável da concentração de patógenos promovida pela mistura. No entanto, uma desvantagem é o aumento da quantidade de lodo pela adição de materiais alcalinos (de 15% a 50%), resultando em custos de transporte mais elevados quando o lodo precisa ser removido do local e transportado.

### 3.7.3. Alternativas à utilização de cal no tratamento químico

Existem vários resíduos que podem substituir a cal para estabilização alcalina de lodo de esgoto, como resíduo de forno de cimento, resíduo de forno de cal, calcário, cinzas volantes e outras cinzas de queima de carvão, cinza de madeira e resíduos siderúrgicos, como escória de aciaria (LD) (SAMARA; MATSI; BALIDAKIS, 2017).

A indústria siderúrgica brasileira é responsável pela produção de aproximadamente 35 milhões de toneladas de aço bruto a cada ano (WORLDSTEEL ASSOCIATION, 2018). Dados do Instituto Aço Brasil (2020), divulgado em junho de 2020 mostram que foram produzidos 14,2 milhões de toneladas somente no primeiro semestre do ano, e cerca de 607 quilos de resíduos foram gerados para cada tonelada de aço produzida.

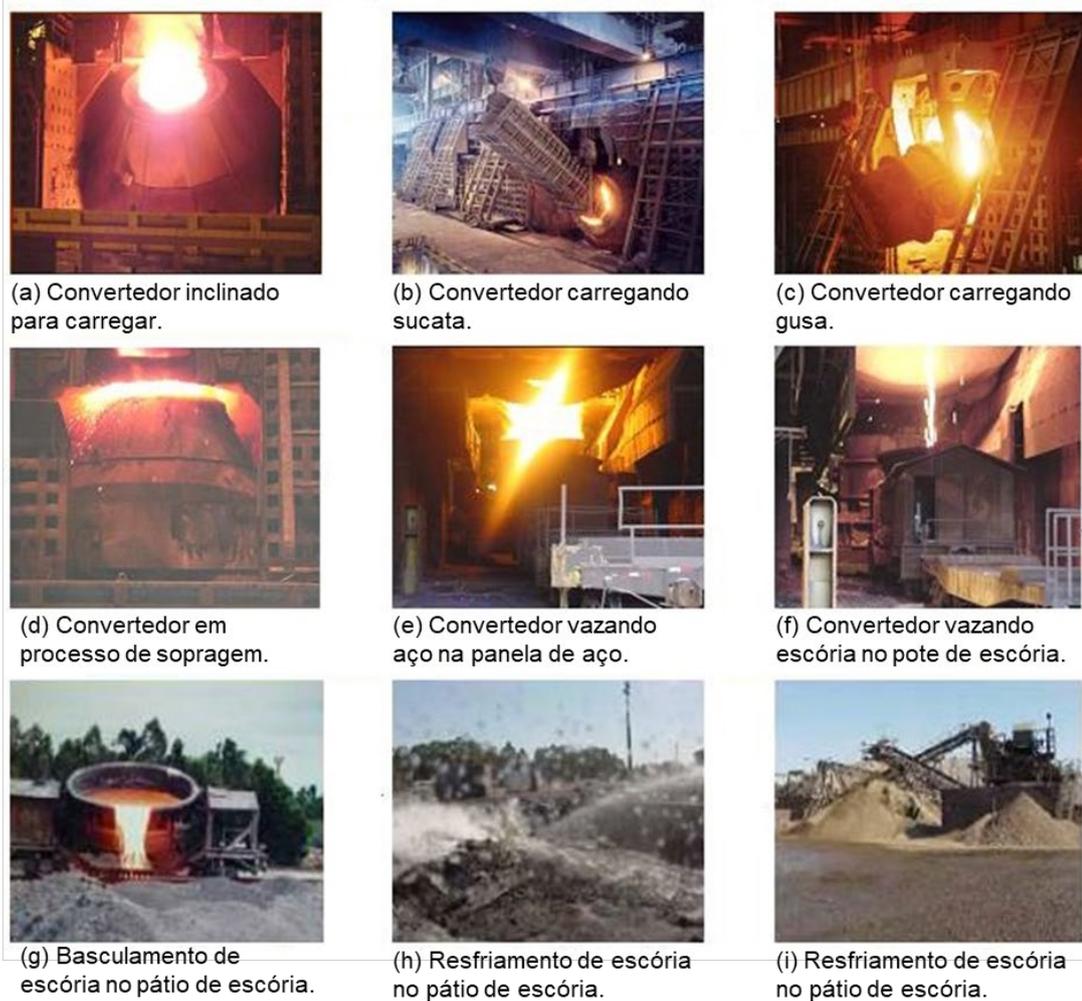
Os coprodutos gerados na indústria siderúrgica fomentam a discussão da sua incrível versatilidade e associação à economia circular; uma vez que grande parte pode ser reutilizada ou aplicada em diferentes setores (VINCO; BENEVENUT, 2019).

#### 3.7.3.1. Escória de Aciaria (LD)

A escória de aciaria (LD) é um subproduto inorgânico do processo siderúrgico produzido durante a conversão de ferro-gusa líquido e/ou sucata em aço em que se controla a percentagem de carbono e se elimina o excesso de impurezas que possam afetar a qualidade do produto. Existem diferentes tipos de escórias, que também se caracterizam pelo uso de diferentes tipos de fornos de refino, como: LD (*Linz Donawitz*) ou BOF (*Basic Oxygen Furnace*), que utiliza um conversor de oxigênio; EAF (*Electric Arc Furnace*), que utiliza o forno de arco elétrico; e OH (*Open Heart*), que utiliza um forno *Siemens-Martin* (WORLDSTEEL ASSOCIATION, 2018).

A escória de aciaria utilizada neste trabalho é produzida durante a fabricação do aço no conversor de oxigênio do processo LD (*Linz Donawitz*) ou BOF (*Basic Oxygen Furnace*) e o processo é mostrado na Figura 5.

Figura 5 – Processo de produção da escória de aciaria (LD).



Fonte: (PACHECO, 2017).

Resumidamente, segundo Pacheco (2017), o conversor é inclinado (a) e a sucata metálica é colocada através de uma calha ou vagão basculante (b), seguida pelo ferro-gusa líquido do alto-forno (c). Após a alimentação da carga metálica na proporção de aproximadamente 80% de ferro gusa e 20% de sucata, o conversor é colocado na posição vertical e a lança de oxigênio é posicionada para injeção de oxigênio em alta velocidade (d). Quando o oxigênio é injetado, causa diferenças de temperatura, concentração e massa específica, resultando em um movimento energético e uma reação imediata com o metal líquido. Após a fusão do metal, adicionam-se a cal virgem e a cal dolomítica com o objetivo de diminuir os teores de carbono, silício, manganês, fósforo e enxofre da carga por meio da oxidação desses elementos. Por fim, são produzidos o aço (e) e a escória (f), que são separados devido à diferença de densidade.

As propriedades da escória (LD) dependem das matérias-primas utilizadas, do processo de produção, do revestimento do conversor, da qualidade do aço produzido, da forma de resfriamento e do seu armazenamento e sua composição química consiste em altos teores de componentes alcalinos (Ca, Mg, Si, Fe, Al e Mn) e metais pesados (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Cr), alguns dos quais são essenciais para o crescimento das plantas (PAPASTERGIADIS *et al.*, 2015).

De acordo com Kaya (2016), a escória de aciaria (LD) pode ser potencialmente utilizada na estabilização química do lodo de esgoto para melhorar as propriedades de solos orgânicos e do lodo de esgoto. Segundo Zhang et al. (2018) a mistura de lodo de esgoto com escória de aciaria (LD) diminui a porcentagem de metais pesados disponíveis no lodo de esgoto. Além disso, esse resíduo melhora o desempenho de desidratação do lodo ao neutralizar as cargas e complexar a superfície, evitando a acidificação do lodo e promovendo a alcalinidade do solo (RAMACHANDRA; DEVATHA, 2020; ZHANG *et al.*, 2020).

### 3.7.3.2. Pó proveniente do despoeiramento primário da sinterização recolhido pelo *Gas Cleaning Bag Filter*

Lavadores de gases avançados têm sido projetados para remover partículas e materiais particulados e metais pesados através do uso de soluções cáusticas. Nesse sentido, em 2018, foi inaugurado o *Gas Cleaning Bag Filter* (filtro de mangas desenvolvido para a purificação de gases) na indústria siderúrgica ArcelorMittal Tubarão. Tecnologia inédita no Brasil, que consiste em um sistema de filtragem que facilita o despoeiramento primário dos gases de sinterização por aprisionamento físico de partículas (MINERAÇÃO, 2018). Segundo Luis et al. (2012), a limpeza dos gases se dá por injeção de cal na entrada dos filtros, que promove a retenção de materiais alcalinos (assim como SO<sub>x</sub>, HCl e HF) na superfície das mangas à medida que o gás passa pelo sistema. A Figura 6 mostra o filtro de mangas do qual foi obtido um dos materiais utilizados nesse estudo.

Figura 6 – Gas Cleaning Bag Filter.



Fonte: Autoria Própria.

Em geral, os filtros de mangas são muito eficazes na remoção de poeira e redução das emissões simultâneas de metais pesados no fluxo de exaustão. No entanto, a destinação final ecologicamente adequada desses resíduos é complicada, pois a NBR 10.004 (2004c) considera as poeiras dos sistemas de controle de emissão de gases empregados na fundição de aço que contenham chumbo como constituinte (independente do seu teor) como perigosas e tóxicas, (ABNT, 2004c; LUIS *et al.*, 2012; VINCO; BENEVENUT, 2019).

### 3.8. DISPOSIÇÃO FINAL DO LODO

#### 3.8.1. Alternativas de disposição final de lodo sob o enfoque ambiental

À medida que a produção anual de lodo continua a aumentar, levando à novas instalações e expansão de redes de esgoto ou à modernização das redes existentes, a gestão de lodos torna-se cada vez mais crítica e desafiadora, portanto, medidas em concordância com o desenvolvimento sustentável devem ser tomadas. Diante disso, a organização mundial *Water Environment Federation* adotou o novo conceito “NEXUS” (*Nutriety-Energy-Water*) para as ETEs (WEF HOME). Este paradigma é baseado na integração da recuperação de recursos as plantas tradicionais, viabilizando a obtenção de produtos de valor agregado cada vez mais populares (GROBELAK; CZERWIŃSKA; MURTAŚ, 2019).

Atualmente, uma opção de disposição do lodo largamente proposta é a reciclagem e reutilização deste resíduo como material de construção civil (TANG *et al.*, 2020; TASHIMA *et al.*, 2017). De fato, nos últimos anos, muitas pesquisas têm se concentrado no desenvolvimento de materiais cimentícios alternativos utilizando lodo de esgoto e resíduos siderúrgicos, pois o uso combinado desses materiais no setor da construção é uma forma alternativa e eficaz de reduzir a dependência de aterros e emprego de práticas de construção sustentável (CHAKRABORTY *et al.*, 2017). Uma vez que o lodo de esgoto é incinerado, esse resíduo é transformado em cinzas de lodo de esgoto, e as propriedades físico-químicas dessas cinzas permitem sua utilização em diversos campos da construção civil, como na fabricação de pavimentos de concreto, alvenaria e asfalto, aditivos para a produção de argamassa e clínquer (OLIVA; VARGAS; LOPEZ, 2019).

Os biossólidos são considerados uma fonte renovável de energia, uma vez que contém material orgânico que pode ser utilizado como combustível. Devido à alta carga de matéria orgânica e partículas combustíveis, o lodo tem um alto valor produtivo no desenvolvimento de energia (LUO; FENG, 2016). Ao mesmo tempo, a recuperação do calor de resíduos siderúrgicos a altas temperaturas proporciona ao setor industrial um enorme potencial de economia de energia. Considerando as possibilidades crescentes de disposição de lodo e da capacidade calorífica dos resíduos siderúrgicos, a otimização do rendimento de *Syngas* (gás de síntese) e a redução de gases prejudiciais ao meio ambiente podem ser alcançados de forma significativa em um sistema de gaseificação de lodo de esgoto utilizando escória de aciaria (LD) e escória de alto forno (BFS) (SUN *et al.*, 2016). Isso porque esses resíduos contêm uma grande quantidade de calor sensível (LUO; FENG, 2016), o qual pode ser utilizado nas reações de pirólise do lodo tanto como transportador de calor, como fixador de SO<sub>2</sub> eficaz (SUN *et al.*, 2015).

Outra maneira de usar lodo de esgoto de forma benéfica é a incorporação de biossólidos estabilizados com resíduos na restauração de zonas de degradação que contém grandes quantidades de metais pesados, como zinco, chumbo, cádmio e arsênio. Segundo Siebielec *et al.* (2018) essa estratégia de recuperação visa construir um ecossistema sustentável, pois os biossólidos fornecem os nutrientes necessários para uma cobertura vegetal de alta biodiversidade a longo prazo, intensifica a sorção de metais pesados e proporciona uma redução significativa dos resíduos tóxicos da

erosão hídrica e eólica, além de melhorar a capacidade de retenção de água na superfície do solo. Nesse contexto, Brose et al. (2016) destacam o uso de bio sólidos para reconstruir a vegetação de plantas industriais siderúrgicas, uma vez que esse recurso fornece nutrientes suficientes para melhorar a fertilidade do solo e o crescimento das plantas a longo prazo, levando à correção efetiva das áreas degradadas.

Em termos de economia circular, o uso agrícola de lodo de esgoto tem crescido exponencialmente, pois além de fornecer nutrientes e matéria orgânica para o solo e para as plantas, é uma importante alternativa para a reciclagem desse resíduo, transformando-o em um produto de valor agregado (PEREIRA *et al.*, 2020).

Conforme Samara et al. (2017), a aplicação de lodo de esgoto estabilizado com escória de aciaria (LD) pode melhorar o pH de solos ácidos e a disponibilidade de nitrogênio e fósforo, aumentar a fertilidade do solo e favorecer o crescimento de diversas culturas. Segundo Papastergiadis et al. (2015), em comparação com o tratamento tradicional com cal, as vantagens da escória (como a utilização abrangente de resíduos sólidos, alta disponibilidade e baixo custo) indicam que a esse resíduo pode ser um meio eficaz de higienização de lodos de esgoto. No entanto, devido aos potenciais impactos ambientais sobre o solo, como salinização, lixiviação de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), acúmulo de fósforo e fitotoxicidade do boro, deve-se ter cuidado no caso de aplicações repetidas do material no solo (SAMARA; MATSI; BALIDAKIS, 2017). Para Kaya (2016), a mistura de lodo-escória proporciona a reutilização de escória de aço e lodo de esgoto e converte os resíduos em materiais valiosos para reutilização para fins benéficos.

### 3.9. NORMATIZAÇÃO PARA O USO AGRÍCOLA DE BIODSÓLIDOS

A reciclagem agrícola é uma das vias mais importantes e promissoras de disposição de lodo para a maioria dos países, entretanto, essa alternativa pode ser utilizada para fins benéficos desde que atenda aos padrões estabelecidos pela legislação vigente.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA, 1999) limita as concentrações de organismos patogênicos no lodo de esgoto com vistas na produção de bio sólidos e, dentro dos limites máximos permitidos, estabeleceu duas classes de

lodo, sendo elas: Classe A e Classe B. Estas classes são divididas em todos os tipos de tratamento ao qual o lodo foi submetido e são mostradas na Tabela 5.

Tabela 5 –Limites estabelecidos pela EPA para organismos patogênicos.

<b>Microrganismo</b>	<b>Classe A</b>	<b>Classe B</b>
Coliformes Termotolerantes	< 10 <sup>3</sup> NMP/g ST	< 2 x 10 <sup>6</sup> NMP/g ST
<i>Salmonella</i> ssp.	Ausência em 10g ST	-
Ovos viáveis de helmintos	< 0,25 ovo/g de ST	<10,0 ovos/g de ST
Vírus entéricos	<0,25 UFP* ou UFF**/g ST	-

\* Unidade Formadora de Placa; \*\* Unidade Formadora de Foco.

Fonte: (US EPA, 1999).

No Brasil, os critérios e procedimentos para o uso agrícola de biossólidos estão definidos na Resolução nº 498/2020 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2020). Assim, dispõe a Resolução nº 498, em seu art 9º e § 1º (CONAMA, 2020) sobre o uso de biossólido Classe A:

§ 1º Para que o biossólido seja classificado como Classe A, deverá atender ao limite máximo de 10<sup>3</sup> Escherichia coli por grama de sólidos totais (g<sup>-1</sup> de ST) e ser proveniente de um dos processos de redução de patógenos descritos na Tabela 1, com a devida demonstração de atendimento dos respectivos parâmetros operacionais.

De acordo com a Resolução nº 498 (2020), os biossólidos Classe A podem ser utilizados em qualquer cultura e os processos que reduzem significativamente os patógenos incluem: digestão aeróbia, secagem em leitos de areia ou bacias, digestão anaeróbica, compostagem e estabilização química de cal. Para as substâncias químicas presentes no biossólido, esta resolução ainda classifica o lodo em duas categorias: Tipo 1 e Tipo 2. Os critérios para tal classificação estão descritos na Tabela 6.

Tabela 6 –Valores máximos permitidos de substâncias químicas no bioossólido a ser destinado para uso em solos permitidos pela resolução.

Substâncias Químicas	Valores limite para o bioossólido (mg/kg <sup>1</sup> ST)	
	Tipo 1	Tipo 2
Arsênio	41	75
Bário	1300	1300
Cádmio	39	85
Chumbo	300	840
Cobre	1.500	4.300
Cromo	1.000	3.000
Mercúrio	17	57
Molibdênio	50	75
Níquel	420	420
Selênio	36	100
Zinco	2.800	7.500

Fonte: (CONAMA, 2020).

#### 4. MATERIAL E MÉTODOS

O projeto de pesquisa foi realizado no Parque Experimental de Saneamento FLUIR - CESAN, instalado na Estação de Tratamento de Efluentes Araçás - ETE Araçás, administrada por uma parceria público-privada entre as empresas Vila Velha Ambiental e Companhia Espírito Santense de Saneamento – CESAN, no bairro Araçás, município de Vila Velha - Espírito Santo.

A ETE Araçás é dotada de um tratamento biológico a base de lodos ativados do tipo UNITANK®, composto por um reator biológico aerado com remoção de nitrogênio e com capacidade nominal de tratamento de 400 L/s (FAVATTO et al). Dessa vazão, cerca de 0,56 L/s são transferidos para o Parque Experimental por gravidade, após passar por tratamento preliminar (gradeamento e desarenação).

Na ETE em escala piloto, o esgoto doméstico é direcionado para um reator UASB, cujo efluente é enviado para duas lagoas aeróbias de alta taxa (denominadas LAT 1 e LAT 2) para pós-tratamento. Na etapa seguinte, a biomassa Algácea é coletada por separação sólido-líquido, e o lodo misto (alga-bactéria-floculante) produzido por coagulação, floculação e sedimentação é então enviado ao reator UASB para co-digestão com o esgoto afluente (ASSIS, 2017; PAULINO, 2020). A Figura 7 mostra a estrutura atual da ETE em escala piloto com as principais unidades de tratamento.

Figura 7 - Estrutura da ETE em escala piloto na área da ETE Araçás



Fonte: (ASSIS, 2017; GONÇALVES, 2015).

#### 4.1. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO HIDRÓXIDO DE CÁLCIO E DOS RESÍDUOS SIDERÚRGICOS

A escória de aciaria (LD) e o pó proveniente do despoejamento primário da sinterização recolhido pelo *Gas Cleaning Bag Filter*, doravante chamado de pó de *bag filter*, foram fornecidos pela empresa ArcelorMittal Tubarão. A granulometria das partículas de escória de aciaria (LD) disponibilizada foi de variou de 0,1 a 19 mm, sendo esse tamanho de partículas de escória reduzido na sequência para comparação com os outros materiais. Para tanto, a escória foi lavada e seca em estufa a 105 °C por 24 horas e, em seguida, introduzida em um moinho de argola no Laboratório de Ensaio de Materiais de Construção (LEMAC) da UFES (Figura 8).

Figura 8 – Processo de redução das partículas de escória de aciaria (LD).



Fonte: Autoria própria.

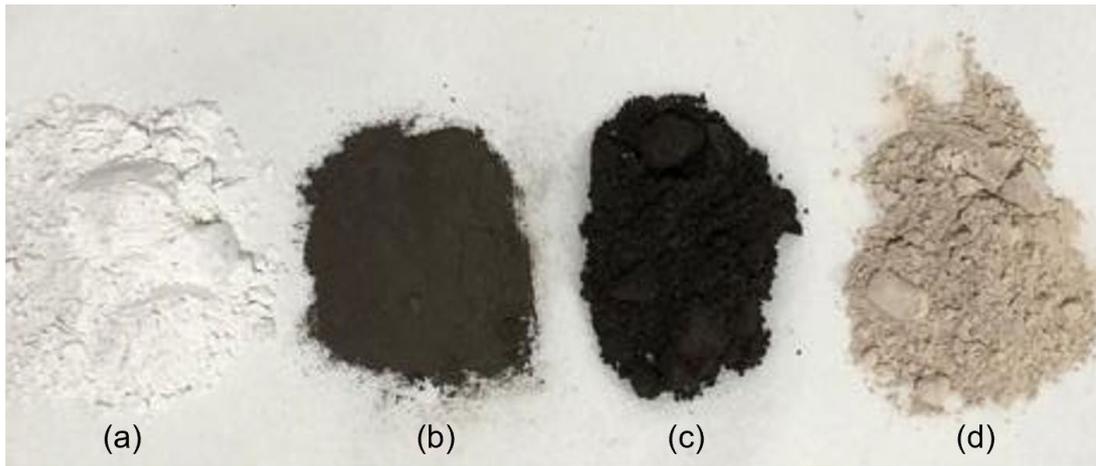
A seleção granulométrica da escória moída se deu através de um processo de peneiramento manual, utilizando-se uma peneira granulométrica MESH/TYLER 200 com abertura de 0,75 µm, onde foi gerado um lote de 10 kg.

As amostras de pó de *bag filter*, retidas na forma de material particulado (granulometria  $\leq 0,75 \mu\text{m}$ ) no filtro de mangas, foram disponibilizadas em sacos de 5 kg. A cal virgem foi adquirida como um produto granulado com partículas em suspensão (granulometria  $\leq 0,75 \mu\text{m}$ ), embalado em saco de 20 kg.

Todas as amostras foram homogeneizadas e acondicionadas em sacos plásticos, armazenadas em local seco e coberto, e mantidas nas mesmas condições climáticas durante todo o período do estudo.

Para distinção, a escória de aciaria (LD) fornecida em tamanho de partícula de 0,1 a 19 mm será referida como "escória (0,1 a 19 mm)" e a escória de aciaria (LD) moída como "escória (0,75  $\mu\text{m}$ )". A Figura 9 mostra todos os materiais alcalinos que foram utilizados nos ensaios de higienização.

Figura 9 – (a) cal, (b) escória (0,75 $\mu\text{m}$ ), (c) escória (0,1 a 19 mm) e (d) pó de *bag filter*.



Fonte: Autoria própria.

A análise composicional da cal e dos resíduos foi realizada em triplicata por fluorescência de Raios X, em um espectrômetro de fluorescência de raio-x Shimadzo modelo Ray Ny EDX-720 (Figura 10), no Laboratório de Cromatografia (LABCROM) do Departamento de Engenharia Ambiental da UFES.

Com auxílio de uma espátula de jardinagem, foram compostas alíquotas de 10 g de cal e dos resíduos siderúrgicos pré-moídos (granulometria  $\leq 0,75 \mu\text{m}$ ) através de diferentes pontos e profundidades dos materiais homogeneizados. Em seguida, as amostras foram armazenadas em tubos cônicos Eppendorf e levadas ao LABCROM para análise.

O software de leitura instalado no equipamento não foi capaz de determinar a concentração dos elementos maiores em forma de seus óxidos, portanto, a análise quantitativa se deu por meio da determinação da concentração dos elementos e em si (ou elementos traço, a nível de partes por milhão – ppm).

Figura 10 - Espectrômetro de fluorescência de raio-x Shimadzo modelo Ray Ny EDX-720.



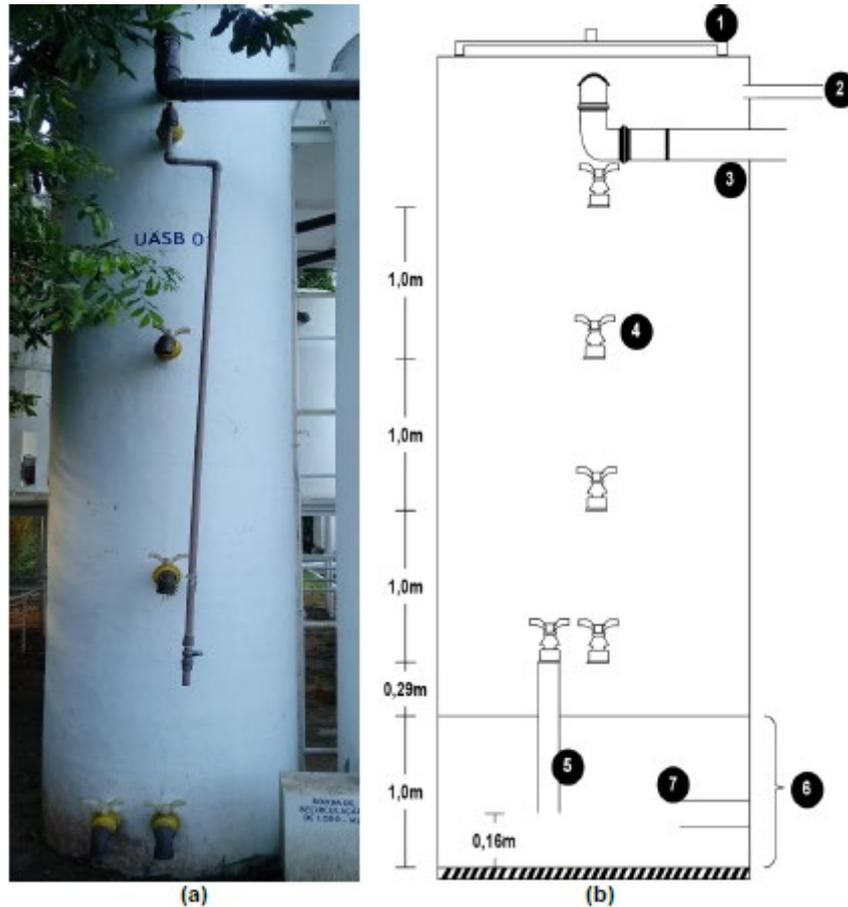
Fonte: Autoria própria.

#### 4.2. PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS DE LODO DE ESGOTO

As amostras de lodo utilizadas neste estudo foram coletadas no reator UASB da ETE Piloto (Figura 11) conforme procedimento descrito por Louzada (2018). Com o auxílio de um bêquer de 2 litros, as amostras foram coletadas a partir da segunda torneira de amostragem do reator, localizada a 1,29 metros de altura a partir no fundo do reator, correspondente à camada da manta de lodo. A Figura 11 e o Quadro 5 mostram as principais características do reator UASB 1, abreviado como reator UASB.

A cada coleta foram armazenados 20 litros de lodo em galões de 5 litros sob refrigeração a 4 °C por no máximo 7 dias, para garantir que durante um mesmo ensaio, um lodo de mesmas características seria utilizado ao longo de todo o processo. Pelo menos 2 horas antes dos ensaios, o lodo foi submetido a temperatura ambiente para aclimação e antes de ensaio, o lodo armazenado em cada galão foi homogeneizado manualmente.

Figura 11 - (a) vista do reator UASB e (b) desenho esquemático do reator.



Fonte: (ASSIS, 2017; GONÇALVES, 2015).

Sendo:

- (1) Tampa de PRFV (D = 50 cm);
- (2) Tubulação de PVC (D = 25 mm) para coleta do biogás;
- (3) Tubulação de PVC (D=75mm) para a saída do efluente;
- (4) Registro de amostragem de lodo em PVC (D=50mm);
- (5) Tubulação de PVC interna acoplada ao registro de amostragem;
- (6) Zona de digestão correspondente ao leito do reator enterrada a um metro;
- (7) Tubulação (D=75mm) de chegada do esgoto bruto.

Quadro 5 - Principais características do reator UASB da ETE piloto.

<b>Principais características do reator UASB</b>	
População atendida	76
Diâmetro (m)	1,0
Altura útil (m)	4,8
Volume útil (m <sup>3</sup> )	3,78
Torneira 1 (m)	0,16
Torneira 2 (m)	1,29
Torneira 3 (m)	2,29
Torneira 4 (m)	3,29
Torneira 5 (m)	4,29

Fonte: (GONÇALVES, 2015).

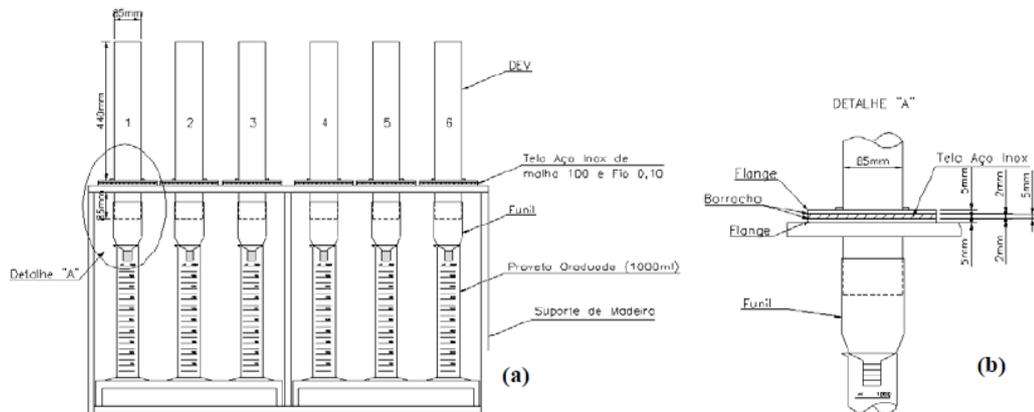
#### **4.2.1. Ensaio de desaguamento do lodo**

##### 4.2.1.1. Escala de bancada

Um experimento de desaguamento de lodo em pequena escala foi realizado usando geotêxtis para avaliar a dinâmica do desaguamento natural do lodo a ser utilizado no processo de higienização.

Os ensaios de bancada foram realizados em um aparato experimental composto por 6 Desaguadores Estáticos Verticais (DEV) em escala piloto (WANKE, 2005). Cada DEV consiste em um tubo de PVC de 75 mm de diâmetro e altura de 440 mm acima do flange de retenção do tecido filtrante. Na parte inferior do tubo foi acoplado um funil à um tubo de PVC de 75 mm de diâmetro e 25 mm de altura, cuja função é direcionar o líquido percolado para provetas graduadas de 1000 mL (Figura 12). Foram utilizadas como meio filtrante mantas geotêxtis dos tipos RT-21, RT-26 e RT-31, todas da marca BIDIM, cujas especificações técnicas estão descritas na Tabela 7. As mantas foram selecionadas com base nos resultados obtidos por Oliveira (2017). A Figura 13 mostra o ensaio de desaguamento com o DEV.

Figura 12 – (a) Desaguador Estático Vertical (DEV) e (b) Detalhe “A”,



Fonte: (WANKE, 2005).

Figura 13 - Ensaio de desaguamento com o DEV.



Fonte: Autoria própria.

Tabela 7 - Especificações técnicas das mantas geotêxtis analisadas.

Propriedades/Tipo de Manta	RT-21	RT-26	RT-31
Permissividade (s <sup>-1</sup> )	1,1	0,8	0,8
Fluxo de água (l/min/m <sup>2</sup> )	3420	2670	2340
Permeabilidade normal (cm/s)	0,37	0,37	0,37
Abertura aparente (mm) (peneira)	0,150 (100)	0,150 (100)	0,125 (120)
Comprimento (m)	150	150	100
Largura (m)		2,30	
Matéria-prima e tecnologia		100% Poliéster	
Ponto de fusão (°C)		260	

Fonte: Adaptado de BIDIM (2008).

Os ensaios seguiram o método descrito por Wanke (2005) com o objetivo de avaliar a dinâmica do desaguamento natural de lodos de ETEs por meio da percolação da água livre sem agentes condicionantes, tornando o processo mais simples e menos custoso. Segundo a autora, este ensaio é um modo simples e rápido de se determinar a porcentagem de material retido no geotêxtil em estudo e a qualidade do filtrado obtido, possibilitando a estimativa do melhor tipo de geotêxtil para a melhor Taxa de Aplicação de Sólidos (TAS). A Figura 14 apresenta o fluxograma das etapas dos ensaios com o DEV.

Figura 14 – Fluxograma dos ensaios de desaguamento com o DEV.



Fonte: Autoria própria.

Utilizou-se a metodologia do Planejamento Fatorial 3k para avaliar a influência dos fatores que podem exercer impacto no processo de desaguamento do lodo por tecido geotêxtil. Neste tipo de planejamento, tem-se k fatores avaliados em 3 níveis denotados por baixo (-1), médio (0) e alto (+1).

Buscou-se avaliar o impacto dos fatores: Tipo de Manta Geotêxtil (kN/m) e Taxa de Aplicação de Sólidos (kg SST/m<sup>2</sup>) nas variáveis de resposta Teor de Sólidos Totais (% ST) e Vazão (mL/min). Para os fatores Tipo de Manta (GEO) e Taxa de Aplicação de Sólidos (TAS) os níveis: máximo (+1), médio (0) e mínimo (-1) foram determinados conforme os melhores resultados obtidos por (SANTOS, 2012; SILVEIRA, 2012;

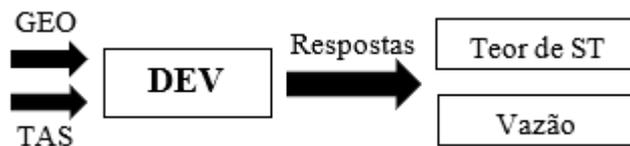
WANKE, 2005). Os fatores e respectivos níveis são apresentados no Quadro 6 e a Figura 15 representa o planejamento experimental adotado.

Quadro 6 - Níveis dos fatores empregados no Planejamento Experimental  $3^2$ .

Fatores adotados	Sigla	Níveis		
		-1	0	+1
Tipo de Manta	GEO	RT-21	RT-26	RT-31
Taxa de Aplicação de Sólidos	TAS	1,75	3,5	7,0

Fonte: Autoria própria.

Figura 15 - Representação do Planejamento Fatorial ( $3^2$ ) utilizado no desagamento por tecido geotêxtil em escala de bancada.



Fonte: Autoria própria.

O planejamento adotado derivou-se na matriz de experimentos apresentada na Tabela 8, onde cada experimento possui uma combinação diferente de níveis em relação aos fatores, totalizando 9 ensaios realizados de forma aleatória para garantir confiabilidade dos resultados.

Tabela 8 - Matriz do Planejamento Fatorial ( $3^2$ ) gerado pelo Software Statistica 13.

Ensaio	GEO	TAS
6	0,00000	1,00000
2	-1,00000	0,00000
8	1,00000	0,00000
1	-1,00000	-1,00000
9	1,00000	1,00000
3	-1,00000	1,00000
4	0,00000	-1,00000
5	0,00000	0,00000
7	1,00000	-1,00000

O volume máximo de cada DEV piloto é de  $0,14 \text{ m}^3$  ( $h = 0,44 \text{ m}$  e  $D = 0,10 \text{ m}$ ) e as TAS previstas para a análise do sistema foram  $1,75 \text{ kg ST/m}^2$ ,  $3,5 \text{ kg ST/m}^2$ , e  $7,0 \text{ kg ST/m}^2$ . As cargas de lodo aplicadas nos ensaios realizados foram baseadas nas

caracterizações físico-químicas prévias das amostras coletadas e os volumes de lodo aplicados ao sistema foram obtidos através da Equação 1.

$$V = \frac{TAS \times Af}{ST}$$

(Eq. 1)

Em que:

V: Volume de lodo aplicado ao sistema (L);

TAS: Taxa de Aplicação de Sólidos (kg ST/m<sup>2</sup>);

A<sub>f</sub>: Área do fundo do DEV (m<sup>2</sup>);

ST: Concentração de Sólidos Totais do lodo (kg ST/L).

O volume de lodo aplicado em cada DEV foi de 0,40 L, 0,80 L e 1,50 L para as TAS de 1,75 kg ST/m<sup>2</sup>, 3,5 kg ST/m<sup>2</sup>, e 7,0 kg ST/m<sup>2</sup>, respectivamente. Durante a filtração em geotêxtil, foram registrados os dados de peso do líquido filtrado em função do tempo por meio de sua coleta em provetas sobre um sistema de pesagem digital. As balanças utilizadas foram conectadas a módulos eletrônicos de pesagens programadas e arquivamento de dados, registrando o desaguamento da seguinte maneira: A cada 1 minuto durante os 10 primeiros minutos, a cada 10 minutos dos 10 aos 60 minutos e depois a cada 30 minutos por 24 horas (1440 min). No encerramento de cada ensaio, a torta de lodo retida na manta geotêxtil e o líquido drenado acumulado foram coletados e analisados quanto à série de sólidos conforme o método do Standard Methods (APHA, 2017).

#### 4.2.1.2. Escala real

Com base nos melhores resultados obtidos nos ensaios com o DEV, o lodo utilizado na etapa de higienização foi desaguado em uma bolsa desaguadora de lodo de 2 metros de comprimento e 1 metro de largura, fabricada com uma manta geotêxtil BIDIM RT-31 (Figura 16).

Figura 16 – Desaguamento do lodo em uma bolsa drenante BIDIM RT-31.



Fonte: Autoria própria.

O desaguamento foi realizado por gravidade conectando-se o mangote da bolsa desaguadora diretamente à segunda torneira de amostragem do reator UASB. Em seguida, cerca de 200 litros de lodo foram descarregados na bolsa desaguadora (equivalente à metade da capacidade da *geogbag*), onde permaneceu totalmente exposta às variáveis climáticas durante aproximadamente 72 horas, uma vez que Andreoli e outros (2001) consideram esse período o suficiente para obtenção de um lodo com teor de sólidos em torno de 30%.

Após o processo de desidratação do lodo, o material sólido retido no geotêxtil foi removido com o auxílio de uma espátula de jardinagem, sendo transportado imediatamente para o laboratório da ETE Piloto através de baldes plásticos de 20 litros. Em seguida, as amostras foram pesadas e armazenadas em sacos plásticos transparentes de 2 kg sob refrigeração a 4 °C por no máximo 7 dias. Pelo menos 2 horas antes dos ensaios de higienização, o lodo foi submetido a temperatura ambiente para aclimação. Em seguida, o lodo foi acondicionado em recipientes plásticos transparentes de 4 litros para identificação e homogeneização.

#### 4.3. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO LODO DE ESGOTO BRUTO E HIGIENIZADO

Após o desaguamento, o lodo de esgoto bruto e higienizado foi caracterizado de acordo com os seguintes parâmetros físico-químicos: sólidos totais (ST) de acordo com o Método 2540 do *Standard Methods of Analysis* (APHA, 2017); pH e temperatura, por pHmetro digital portátil modelo 238, da marca HOMIS.

As análises de umidade por radiação infravermelho foram obtidas em uma balança determinadora de umidade da marca OHAUS, modelo MB200. Com auxílio de uma espátula, foram compostas 5 alíquotas com aproximadamente 5 gramas de lodo bruto através de diferentes pontos e profundidades do lodo homogeneizado. Em seguida, as amostras foram submetidas a uma temperatura constante de 105 °C na balança determinadora de umidade por cerca de 2 horas (Figura 17).

Figura 17 – (a) Lodo de esgoto desaguado e (b) análise de umidade do lodo.



Fonte: Autoria própria.

O monitoramento bacteriológico envolveu a determinação da densidade de coliformes termotolerantes (*E. coli*), enquanto o monitoramento parasitológico foi realizado através da quantificação de ovos viáveis de helmintos. Amostras simples de 1000 g, identificadas de forma clara, foram coletadas (lodo bruto e higienizado) com auxílio de uma espátula, as quais foram acondicionadas em recipientes autoclavados, fornecidos pelo laboratório responsável pelas análises. O transporte das amostras do material biológico para o laboratório foi realizado em caixas de isopor refrigeradas imediatamente após a coleta. O laboratório da Tommasi Ambiental foi responsável por realizar as análises microbiológicas necessárias.

A densidade de coliformes termotolerantes (*E. coli*) foi determinada de acordo com o método 9221-E2 do Standard Methods of Analysis (ALPHA, 2005), e os resultados obtidos foram expressos em NMP (número mais provável/g.ST). A técnica utilizada para a detecção dos ovos viáveis de helmintos foi a de centrífugo-flutuação, conforme a norma técnica L5.551 (CETESB, 2013).

#### 4.4. DEFINIÇÃO DA DOSAGEM IDEAL DOS RESÍDUOS SIDERÚRGICOS PARA HIGIENIZAÇÃO DO LODO

Os tratamentos se deram por quatro materiais alcalinos, sendo estes: cal (padrão), escória (0,75 µm), escória (0 – 19 mm) e pó de *bag filter*, conforme mostra a Figura 9.

A dosagem de material alcalino utilizada foi determinada com base na massa seca de lodo e os níveis foram baseados na literatura (PROSAB, 1999; SANEPAR, 1999; VON SPERLING, 2007-), que mostra que dosagens de cal entre 30 e 50% podem atingir as características necessárias para a produção de biossólidos, onde a concentração dos microrganismos está abaixo do limite de detecção.

A distribuição dos tratamentos às unidades experimentais foi feita conforme a Tabela 9. Estas atribuições de tratamento foram completamente aleatórias, tendo 4 tratamentos, 5 níveis (20%, 30%, 40%, 50% e 60% de material alcalino) e 3 repetições para um total de 63 unidades experimentais, com testemunha (lodo bruto).

Tabela 9 - Delineamento Experimental – Ensaio de Higienização.

Ensaio de 72h	20 %	30 %	40 %	50 %	60 %
Lodo + Cal	T1	T1	T1	T1	T1
Lodo + Escória (0,75 µm)	T2	T2	T2	T2	T2
Lodo + Escória (0-19 mm)	T3	T3	T3	T3	T3
Lodo + Pó de <i>bag filter</i>	T4	T4	T4	T4	T4

Fonte: Autoria Própria.

A quantificação da massa de resíduo siderúrgico adicionado ao tratamento foi baseada na porcentagem de cálcio (Ca) do material obtido por análise composicional, conforme descrito no item 4.2. Para determinar a massa de resíduo siderúrgico a ser adicionada à massa da amostra de lodo com base na massa seca do lodo, utilizou-se a seguinte equação:

$$\text{Massa}_{\text{resíduo}} = \frac{[(\text{Massa}_{\text{lodo}} \times (1 - \text{umidade}_{\text{lodo}})) \times P_{\text{Ca}} \text{ desejado}]}{P_{\text{Ca}} \text{ no resíduo siderúrgico}}$$

(Eq. 5)

Em que:

PC<sub>a</sub> desejado: Percentual de resíduo siderúrgico em relação ao peso seco desejado (Tratamento);

PC<sub>a</sub> no resíduo siderúrgico: Percentual de Ca no resíduo siderúrgico.

As concentrações propostas e reais dos materiais alcalinos obtidas pela Equação 5 são mostradas na Tabela 10.

Tabela 10 – Concentrações propostas e reais dos materiais alcalinos utilizados no processo de higienização do lodo de esgoto.

Material alcalino	Massa de lodo (g)	Teor de umidade do lodo (%)	Concentração (Ca) desejada (%)	Concentração (Ca) real (%)	Massa de material alcalino (g)
Cal	2000	70	20	97	124,04
	2000	70	30	97	186,07
	2000	70	40	97	248,09
	2000	70	50	97	310,11
	2000	70	60	97	372,13
Escória de aciaria (LD)	2000	70	20	47	253,49
	2000	70	30	47	380,23
	2000	70	40	47	506,97
	2000	70	50	47	633,71
	2000	70	60	47	760,46
Pó de bag filter	2000	70	20	81	148,50
	2000	70	30	81	222,74
	2000	70	40	81	296,99
	2000	70	50	81	371,24
	2000	70	60	81	445,49

Fonte: Autoria própria.

O preparo das misturas foi precedido da pesagem dos resíduos siderúrgicos correspondentes a cada tratamento, misturados ao lodo previamente acondicionado

em recipientes plásticos transparentes para identificação de acordo com cada tratamento (Figura 18).

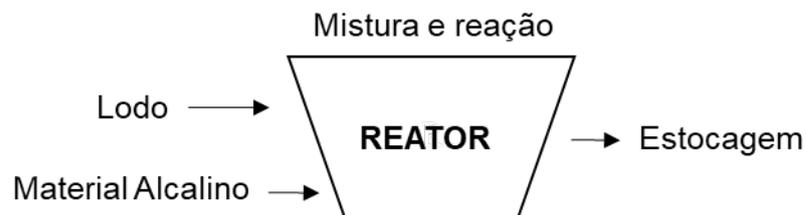
Figura 18 – Amostras de 2000 g de lodo a 70% de umidade previamente acondicionados.



Fonte: Autoria própria.

As misturas lodo-álcali foram homogeneizadas por cerca de 3 minutos manualmente com o auxílio de um bastão de vidro. A Figura 19 mostra o fluxograma do processo de higienização através da estabilização alcalina. Esse processo ocorre em quatro etapas básicas, sendo: adição do lodo e do material alcalino a um reator, mistura (manual ou mecanizada), reação e estocagem.

Figura 19 – Fluxograma do processo de higienização através da estabilização alcalina.



Fonte: Autoria própria.

Após a homogeneização, as misturas permaneceram nos recipientes plásticos durante um período de 72 horas. A medição do pH foi realizada imediatamente após a homogeneização dos materiais alcalinos junto ao lodo de esgoto em cada

tratamento, sendo repetida após 12 horas e 72 horas da primeira medição, visando obedecer às condições exigidas pela Resolução nº 498 (CONAMA, 2020).

#### 4.5. AVALIAÇÃO DA LIXIVIAÇÃO DE METAIS PESADOS NO LODO HIGIENIZADO COM RESÍDUOS SIDERÚRGICOS

A lixiviação é um processo para determinação da capacidade de transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas presentes no resíduo sólido, por meio de dissolução no meio extrator. O objetivo da ABNT NBR 10.005 (2004a) é estabelecer requisitos para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos para distinguir os resíduos classificados pela ABNT NBR 10004 como Classe I (perigosos) e Classe II (não perigosos). A ABNT NBR 10.006 (2004b) inclui os procedimentos para obtenção do extrato de solubilizado de resíduos sólidos, visando diferenciar os resíduos classificados na ABNT NBR 10.004(2004c) como classe II A - não inertes – e classe II B – inertes. Os ensaios de lixiviação foram realizados em duplicata no lodo bruto e na concentração mais alta (60%) de material alcalino aplicado no processo de higienização.

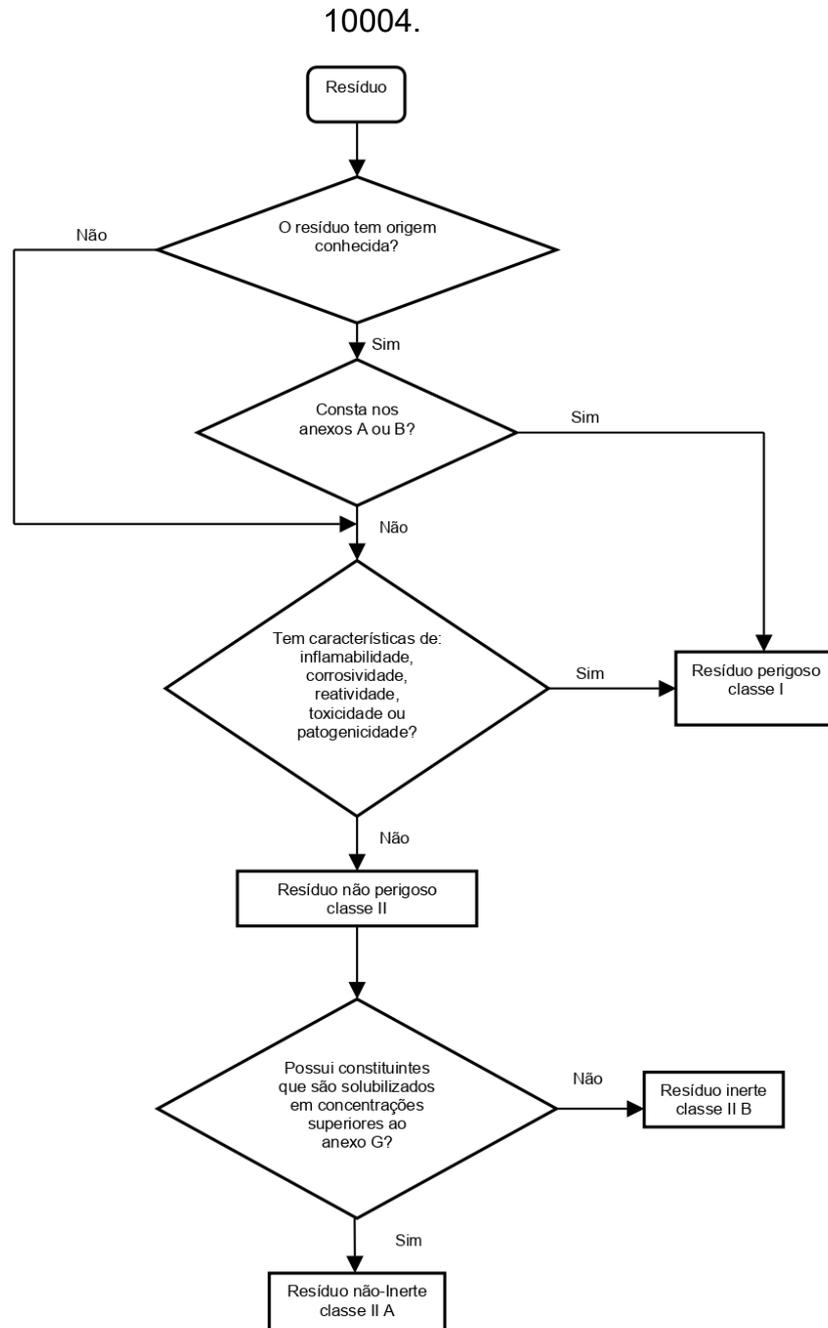
Os materiais foram submetidos ao processo de extração de lixiviado conforme a norma ABNT NBR 10005 (2004a) com objetivo de diferenciar os resíduos classificados na ABNT NBR 10004 (2004c) como classe I – perigosos e classe II – não perigosos. Além disso, o material solubilizado foi obtido conforme a metodologia proposta na ABNT NBR 10006 (2004b) para diferenciar os resíduos classificados na ABNT NBR 10004 (2004c) como classe II A – inertes e classe II B – não inertes.

Amostras simples de 1000 g, identificadas de forma clara, foram coletadas (lodo bruto e higienizado) com auxílio de uma espátula, as quais foram acondicionadas em recipientes autoclavados, fornecidos pelo laboratório responsável pelas análises. O transporte das amostras de classificação ambiental para o laboratório responsável pela análise foi realizado em caixas de isopor refrigeradas imediatamente após a coleta. O laboratório da Tommasi Ambiental foi responsável por realizar as análises microbiológicas necessárias.

Segundo a ABNT NBR 10004 (2004c), a classificação de resíduos sólidos envolve a identificação do processo ou atividade que lhes deu origem, de seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e

substâncias cujo impacto à saúde e ao meio ambiente é conhecido. A Figura 20 ilustra a classificação dos resíduos sólidos quanto ao risco à saúde pública e ao meio ambiente.

Figura 20 - Caracterização e classificação dos resíduos conforme a ABNT NBR



Fonte: (ABNT, 2004c).

#### 4.6. PROCESSAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS

Foi realizada a análise estatística dos dados de pH com a aplicação do teste de Tukey ao nível de significância de 5% ( $\alpha = 0,05$ ) para encontrar diferenças entre as médias dos tratamentos. A análise de variância (ANOVA) foi realizada no software estatístico Sisvar (versão 5.6, Build 86 - DES/UFLA) e cada tratamento foi analisado separadamente para verificar os efeitos das variáveis de concentração e pH.

### 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 5.1. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO HIDRÓXIDO DE CÁLCIO E DOS RESÍDUOS SIDERÚRGICOS

Os resultados das análises químicas feitas por FRX são apresentados nas Tabela 11, Tabela 12 e Tabela 13.

Tabela 11 - Resultados FRX: Amostras de cal.

Elemento	Amostra 1 (%)	Amostra 2 (%)	Amostra 3 (%)	Média (%)
Ca	96,7400	96,4960	96,2990	56,5117
Si	2,4440	2,5880	2,8140	2,6153
Fe	0,3960	0,4260	0,4210	0,4143
K	0,2870	0,3590	0,3380	0,3280
Sr	0,1010	0,0960	0,0970	0,0980
Cu	0,0320	0,0350	0,0290	0,0320
Zr	0	0	0,0030	0,0010

Fonte: Autoria Própria.

Tabela 12 - Resultados FRX: Amostras de escória.

Elemento	Amostra 1 (%)	Amostra 2 (%)	Amostra 3 (%)	Média (%)
Ca	47,335	47,436	47,299	47,3567
Fe	36,552	36,515	36,551	36,5393
Si	8,806	8,800	8,815	8,8070
Mn	5,100	5,123	5,110	5,1110
Cr	0,756	0,749	0,752	0,7523
Ti	0,614	0,614	0,610	0,6127
K	0,253	0,254	0,249	0,2520
Sr	0,196	0,190	0,197	0,1943
V	0,151	0,152	0,150	0,1510
Ni	0,127	0,127	0,125	0,1263
S	0,059	0,055	0,059	0,0577
Nb	0,029	0,025	0,031	0,0283
Zr	0,011	0,012	0,015	0,0127
Mo	0,009	0,009	0,007	0,0083

Fonte: Autoria Própria.

Tabela 13 - Resultados FRX: Amostras de pó de *bag filter*.

Elemento	Amostra 1 (%)	Amostra 2 (%)	Amostra 3 (%)	Média (%)
Ca	80,8050	80,5230	80,3970	80,523
Cl	8,2220	8,5670	8,5860	8,567
K	4,8410	4,9390	4,8600	4,86
Fe	2,6940	2,5900	2,7430	2,694
S	2,0940	2,0770	2,0520	2,077
Pb	0,4800	0,4800	0,4810	0,48
Sr	0,3570	0,3490	0,3460	0,349
Br	0,1940	0,1900	0,1940	0,194
I	0,0960	0,0840	0,1070	0,096
Rb	0,0920	0,0940	0,0930	0,093
Mn	0,0530	0,0560	0,0590	0,056
Cr	0,0220	-	-	0,022
Zn	0,0200	0,0200	0,0200	0,02
Cu	0,0160	0,0160	0,0160	0,016
Se	0,0150	0,0160	0,0160	0,016
Ag	-	-	0,0290	0,029

Fonte: Autoria Própria.

As Tabela 11, Tabela 12 e Tabela 13 mostram uma predominância dos componentes Ca em todos os materiais analisados, com média de 96,5% para cal, 47,3% para

escória e 80,8% para o pó de bag filter. Embora os elementos na forma de óxido não puderam ser lidos, os resultados da análise de FRX da escória LD são compatíveis com outros estudos em diferentes aplicações. A escória de aciaria (LD) utilizada no estudo de Samara e outros (2017) teve a seguinte composição: 60,2% de CaO; 20,45% de SiO<sub>2</sub>; 5,1% de MgO; 3,4% de Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>; 2,27% de MnO e 8,5% de Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. Os resultados obtidos no estudo de Pereira e outros (2020), foram: 51,47% de CaO, 10,63% de SiO<sub>2</sub>, 1,49% de Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, 3,66% de MgO, 0,21% de SO<sub>3</sub>, 25,65% de Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> e 2,55% de MnO. Quanto ao pó de bag filter, não foi encontrada caracterização para fins de comparação.

## 5.2. PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS PARA OS ENSAIOS DE HIGIENIZAÇÃO

### 5.2.1. Ensaio de desaguamento do lodo

#### 5.2.1.1. Escala de bancada

A Figura 13 mostra o ensaio de desaguamento com o DEV. Os valores médios dos resultados obtidos no desaguamento de lodo não condicionados são apresentados na Tabela 17.

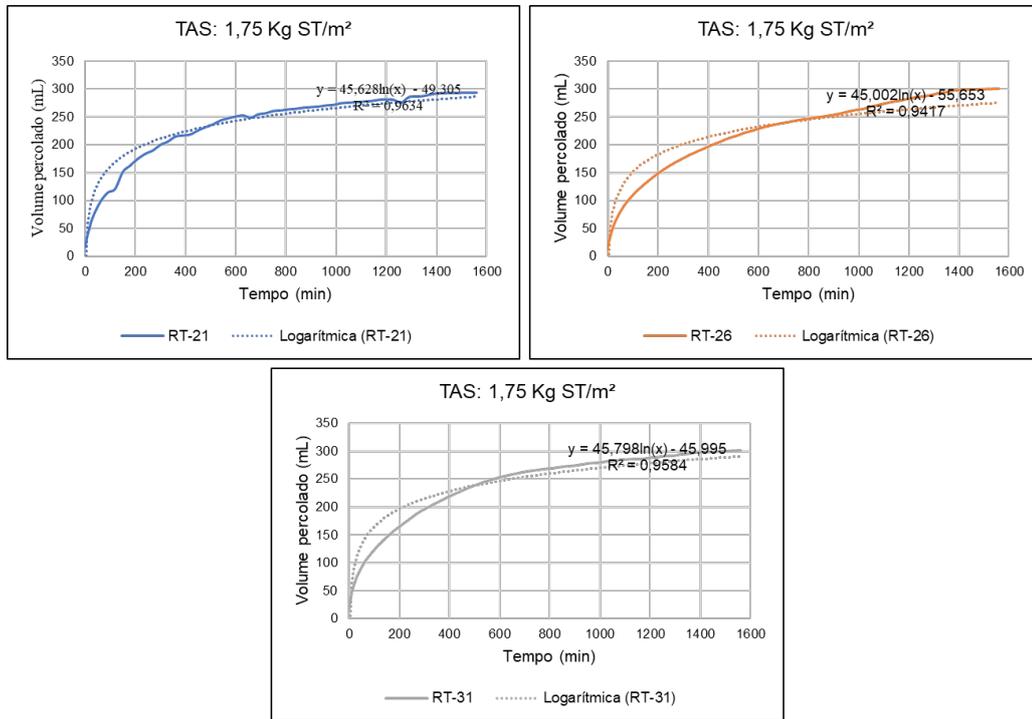
Tabela 14 - Resultados obtidos no desaguamento em escala de bancada.

Parâmetro	Manta/ TAS	1,75 Kg ST/m <sup>2</sup>	3,5 Kg ST/m <sup>2</sup>	7,0 Kg ST/m <sup>2</sup>
ST torta (%)	RT-21	10,86	10,81	8,15
	RT-26	11,07	11,43	9,29
	RT-31	11,12	12,65	9,69
Remoção de volume na carga (%)	RT-21	73,25	78,00	54,00
	RT-26	74,75	78,56	57,27
	RT-31	74,50	78,75	57,20
ST líquido percolado (mg/L)	RT-21	368,00	380,00	288,00
	RT-26	432,00	416,00	336,00
	RT-31	380,00	352,00	412,00

Fonte: Autoria Própria.

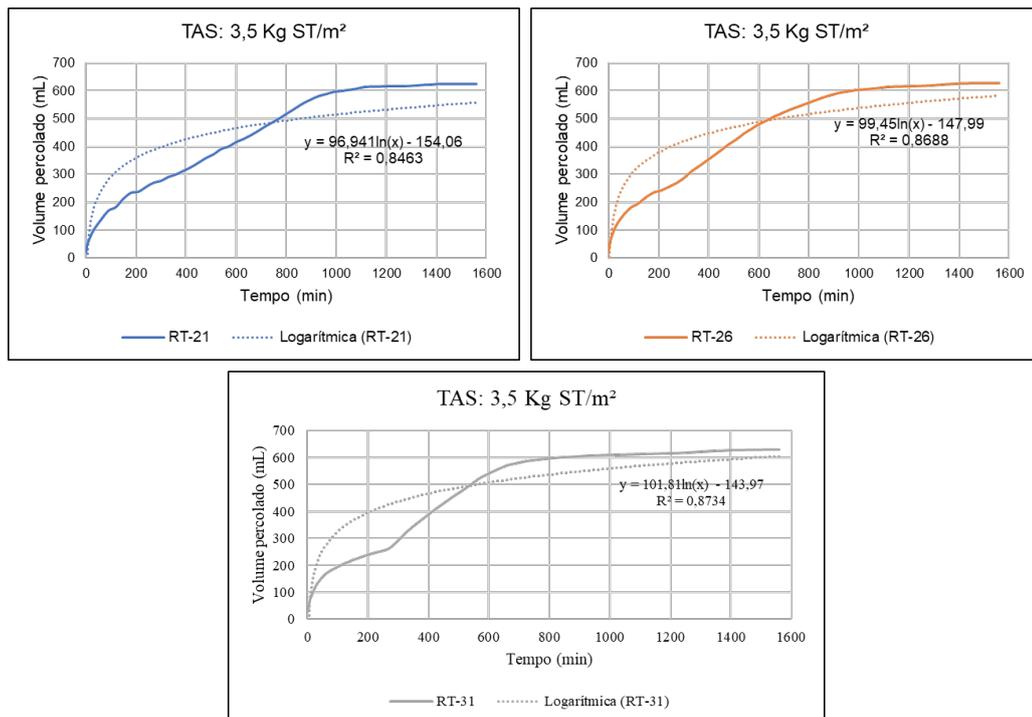
As Figura 21, Figura 22 e Figura 23 apresentam a curva cinética de desaguamento para as TAS de 1,75 Kg ST/m<sup>2</sup>, 3,5 Kg ST/m<sup>2</sup> e 7,0 Kg ST/m<sup>2</sup>, respectivamente.

Figura 21 – Volume de líquido drenado acumulado ao longo do tempo para a TAS 1,75 ST/m<sup>2</sup>.



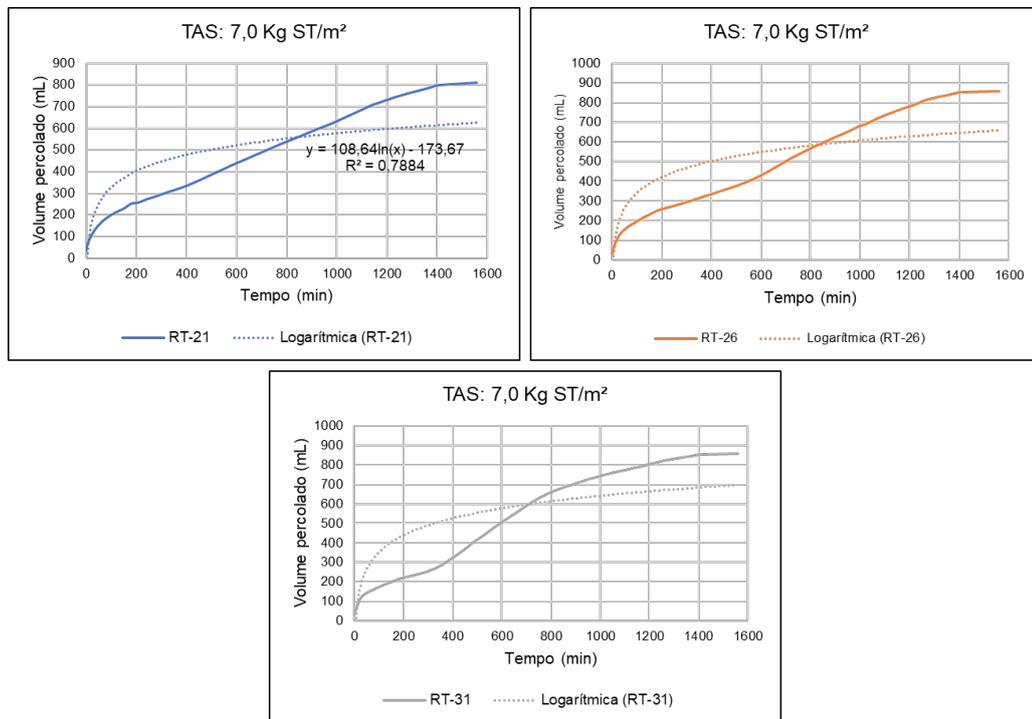
Fonte: Autoria Própria.

Figura 22 - Volume de líquido drenado acumulado ao longo do tempo para a TAS 3,5 Kg ST/m<sup>2</sup>.



Fonte: Autoria Própria.

Figura 23 - Volume de líquido drenado acumulado ao longo do tempo para a TAS 7,0 kg ST/m<sup>2</sup>.



Fonte: Autoria Própria.

Como pode ser visto, as vazões máximas do líquido drenado ocorreram durante os primeiros minutos, durante os quais foi observada a formação de uma camada filtrante estável, que se manteve ao longo de todo o ensaio. Após a formação desta camada, observou-se uma diminuição da vazão de drenagem da água livre presente no lodo com relação ao tempo do ensaio. Resultados parecidos foram obtidos por Wanke (2005), Louzada (2018), Nóbrega (2020) e Vasconcellos (2022). Em todos os casos, a eficiência de remoção de volume percolado diminuiu ao longo do tempo, o que deve ser atribuído à camada filtrante formada na superfície do geotêxtil utilizado no DEV.

Uggetti e outros (2009), descrevem a importância da camada filtrante no processo de desaguamento da água livre do lodo. Segundo eles, a permeação da água livre depende da coesão entre as moléculas de água e, quando esse processo de coesão atinge um ponto de equilíbrio na suspensão, é interrompido. Além disso, segundo Louzada (2018), a taxa de formação da camada filtrante é proporcional ao teor de sólidos presentes no lodo, pois quanto maior o teor de sólidos e o tamanho dos grânulos/flocos, mais rápido eles se depositam no meio suporte, promovendo a formação da camada de filtração.

Os percentuais de volume de líquido drenado acumulado foram próximos para as três mantas geotêxteis. Isso pode ser justificado pelas semelhanças nas propriedades hidráulicas delas (fluxo de água, permissividade e condutividade hidráulica). De acordo com Vasconcellos (2022), o material geotêxtil é de importância secundária na drenagem natural do lodo, exceto nos primeiros minutos, o que significa que o tipo de manta utilizada não afeta diretamente os resultados da avaliação.

No entanto, pode-se observar que a TAS tem efeito sobre as propriedades hidráulicas da manta, sendo esse fator proporcional à vazão do líquido percolado, pois uma maior carga de sólidos por unidade de área promove a formação de uma torta retida mais espessa, fazendo com que os poros da manta fiquem obstruídos com partículas de lodo retidos à medida que o percolado flui. Para Weggel e outros (2011), a TAS aplicada está relacionada ao tempo de formação da camada filtrante de lodo, o que leva a uma diminuição da permeabilidade durante a filtração, reduzindo o fluxo de líquido percolado.

Em termos de teor de ST (%) no desaguamento, o melhor resultado encontrado nos testes foi para a taxa de aplicação de 3,5 Kg ST/m<sup>2</sup> e manta RT-31 (média de 12,7%). Nos testes observou-se que, para as taxas de aplicação menores obtém-se tortas com maior teor de ST. No entanto, embora a utilização de uma TAS menor tenha se mostrado vantajosa, considerando a redução de volume em menor tempo (Figura 21), a aplicação em larga escala desse sistema não seria viável, pois demandaria uma grande área.

### 5.3. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO LODO DE ESGOTO E DO BIODOSSÍLIDO PRODUZIDO

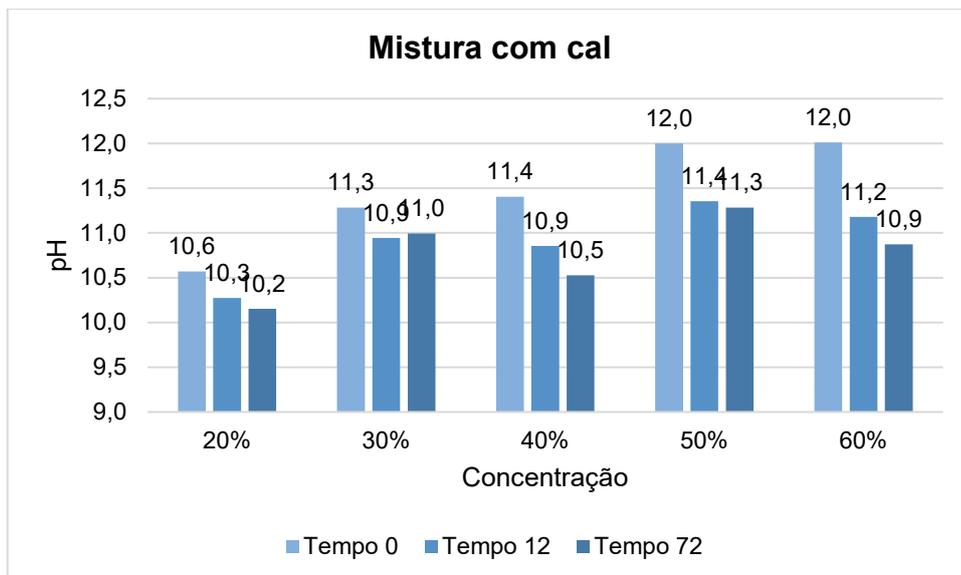
#### 5.3.1. Parâmetros físico-químicos

O pH foi observado ao longo de 72 horas, sendo que os primeiros registros foram feitos imediatamente após a mistura do lodo com o material alcalino, 12 e 72 horas após a mistura (Figura 24, Figura 25, Figura 26 e Figura 27). Os resultados de pH em ambos os experimentos forneceram as condições exigidas pela Resolução CONAMA Nº 498 (2020) para o processo de estabilização química, exceto para o tratamento 1 (com cal), que embora exiba valores próximos a 12 em alguns níveis, não atende aos requisitos exigidos pela Resolução em nenhum nível. Enquanto o pH permaneceu

elevado, observou-se que a temperatura do lodo atingiu cerca de 60°C em 72 horas de mistura, conservando o calor resultante da reação do lodo com os materiais alcalinos.

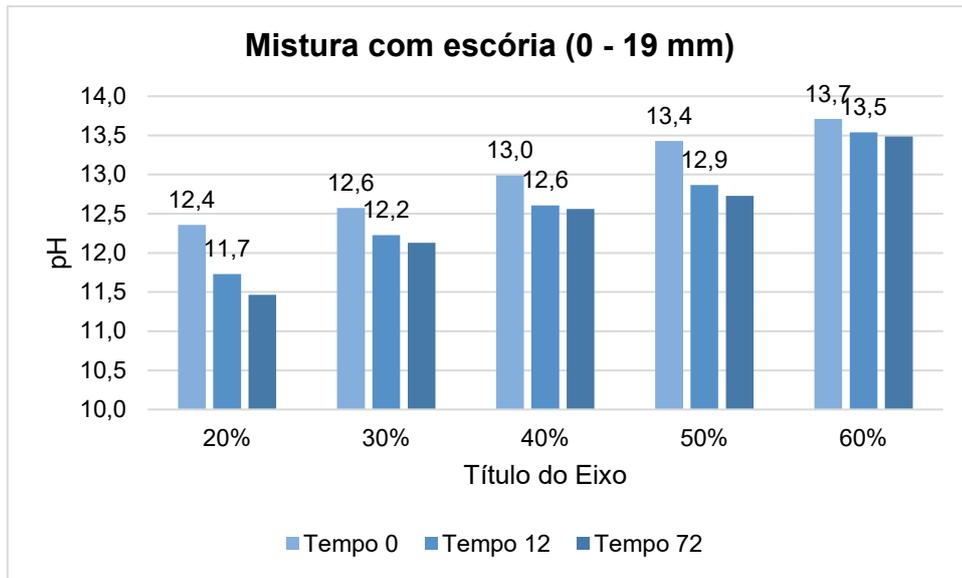
Para Von Sperling e Gonçalves (2007), um dos problemas mais comuns enfrentados durante a estabilização alcalina é a perda da reatividade térmica da cal virgem devido à absorção de umidade do ar durante o armazenamento. Portanto, a cal torna-se pouco reativa e o lodo não atinge o pH e a temperatura necessários. Além disso, o tratamento 2 ao nível de 20% também não atendeu às condições exigidas, mostrando que é necessário ao menos 30% de escória (LD) com tamanho de partícula de 0 – 19 mm para aumentar o pH da mistura.

Figura 24 – Variação do pH nas primeiras horas para os 5 níveis do Tratamento 1.



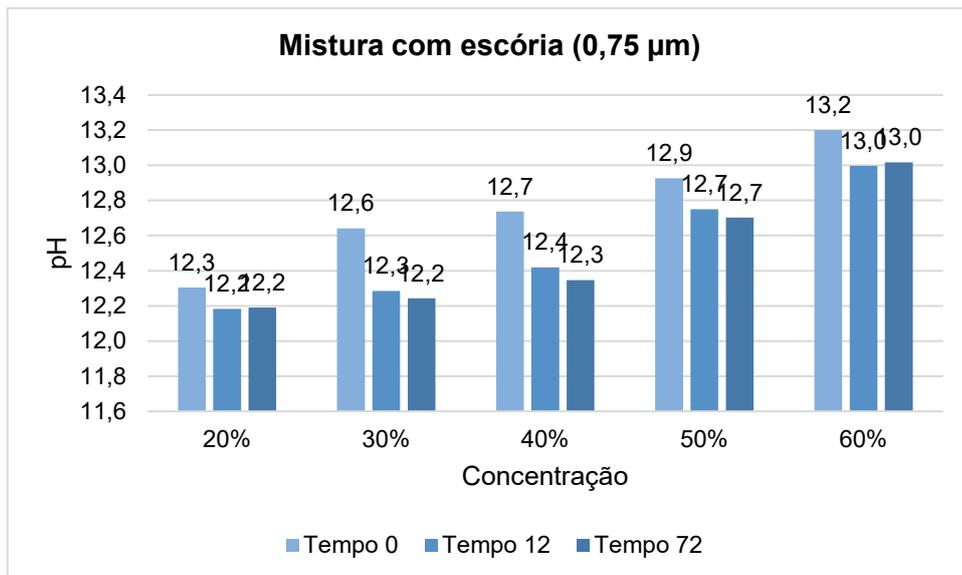
Fonte: Autoria própria.

Figura 25 – Variação do pH nas primeiras horas para os 5 níveis do Tratamento 2.



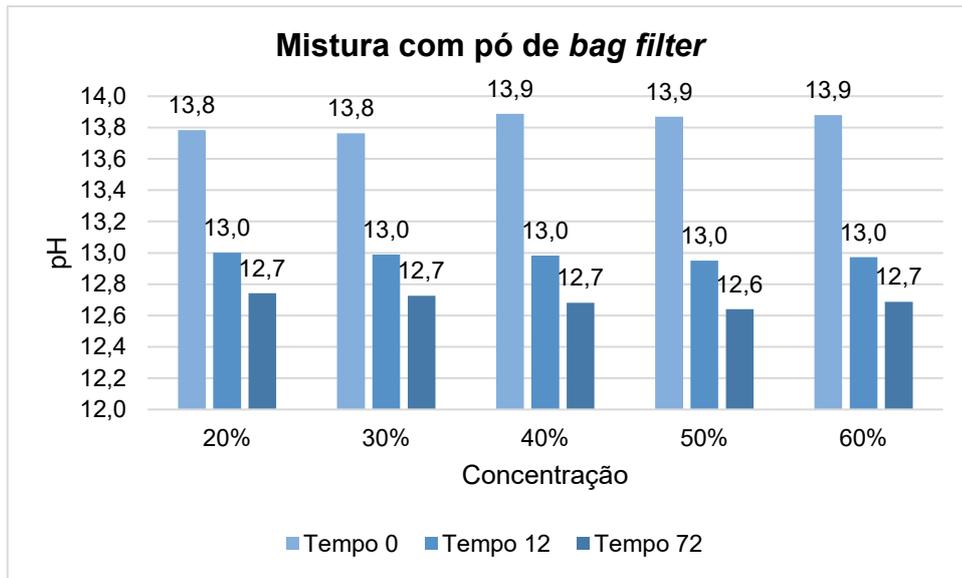
Fonte: Autoria própria.

Figura 26 – Variação do pH nas primeiras horas para os 5 níveis do Tratamento 3.



Fonte: Autoria própria.

Figura 27 – Variação do pH nas primeiras horas para os 5 níveis do Tratamento 4.



Fonte: Autoria própria.

Vale lembrar que, de acordo com a Resolução CONAMA Nº 498 (2020), uma das condições requeridas para a estabilização química do lodo é a elevação do pH acima de 12, por pelo menos 72 horas. Além disso, a elevação e manutenção da temperatura acima de 50°C durante o período em que o pH estiver acima de 12 e a secagem do lodo de esgoto sanitário por exposição ao ar, no caso de materiais que permaneçam com teor de ST maior que 50%, após o período de 72 horas da mistura do material alcalino, também são consideradas técnicas efetivas de higienização.

A Tabela 15 mostra os valores correspondentes da remoção de umidade antes e após o tratamento.

Tabela 15 – Teor de umidade médio nas amostras de lodo bruto e nos biossólidos produzidos.

Teor de umidade (%)	Lodo bruto (%)	Biossólido (%)	Perda de umidade (%)
Tratamento 1	69,4	64,3	5,1
Tratamento 2	69,4	55,6	13,8
Tratamento 3	69,4	53,7	15,7
Tratamento 4	69,4	45,6	23,8

Fonte: Autoria própria.

Observa-se que houve perda significativa de umidade em todos os tratamentos ao longo do tempo, com diferença de 5,1% para o tratamento com cal, 13,8% para o tratamento de escória (0,1 a 19 mm), 15,7% para o tratamento de escória (0,75 µm) e 23,8% para tratamento de pó de *bag filter*, sendo as maiores perdas no tratamento com pó de *bag filter*. É possível que o acondicionamento em recipientes plásticos tenha contribuído para uma atenuação na perda de umidade.

### 5.3.2. Parâmetros microbiológicos

De acordo com a Resolução nº 498 (2020), para que seja classificado como Classe A, o biossólido deve atender ao limite máximo de  $10^3$  Escherichia coli por grama de sólidos totais ( $g^{-1}$  de ST). A SANEPAR (1999) adotou as concentrações de coliformes fecais e contagens de ovos de helmintos vivos como indicadores da higienização do lodo, sob o argumento de que, uma vez que os níveis desses dois microrganismos tenham sido reduzidos aos limites permitidos pela legislação, é muito provável que outros microrganismos também tenham sido eliminados ou se encontrem em concentrações desprezíveis. Portanto, a fim de reduzir o tempo e o custos analíticos, este estudo seguiu esse entendimento.

Após 72 horas, a concentração média de coliformes termotolerantes no lodo bruto (sem adição de material alcalino) foi de  $3,5 \times 10^7$  NMP/g.ST. As análises foram feitas em triplicata e os resultados das médias são mostrados nas Tabela 16, Tabela 17, Tabela 18 e Tabela 19. Em ambos os experimentos, a eficiência de remoção foi de 99,99% e a concentração média de coliformes termotolerantes no biossólido produzido foi  $< 1,8 \times 10^0$  NMP/g.ST (valores abaixo do limite de detecção do método analítico). Deste modo, observou-se que em todos os tratamentos, esse parâmetro atende à concentração recomendada pela Resolução Conama nº 498 (CONAMA, 2020), de  $1,0 \times 10^3$  NMP/g.ST para o biossólidos Classe A. Resultados semelhantes foram encontrados por Passamani e outros (2002), onde  $8,7 \times 10^7$  NMP/g.ST de coliformes fecais foram detectados no lodo anaeróbio bruto e nas misturas de 30%, 40% e 50% de cal com o lodo, respectivamente, valores abaixo do limite de detecção do método analítico foram encontrados.

Tabela 16 – Concentrações médias de coliformes termotolerantes nos testes de alcalinização o com cal.

Concentração (CaOH) <sub>2</sub> (%)	Coliformes Termotolerantes (E. coli) (NMP/100mL)		
	Lodo bruto (NMP/100mL)	Biossólido (NMP/100mL)	Eficiência de remoção
20	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
30	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
40	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
50	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
60	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %

Fonte: Autoria própria.

Tabela 17 - Concentrações médias de coliformes termotolerantes nos testes de alcalinização com escória (0,1 a 19 mm)

Concentração escória (0,1 a 19 mm) (%)	Coliformes Termotolerantes (E. coli) (NMP/100mL)		
	Lodo bruto (NMP/100mL)	Biossólido (NMP/100mL)	Eficiência de remoção
20	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
30	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
40	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
50	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
60	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %

Fonte: Autoria própria.

Tabela 18 - Concentrações médias de coliformes termotolerantes nos testes de alcalinização com escória (0,75 µm)

Concentração escória (0,75 µm) (%)	Coliformes Termotolerantes (E. coli) (NMP/100mL)		
	Lodo bruto (NMP/100mL)	Biossólido (NMP/100mL)	Eficiência de remoção
20	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
30	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
40	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
50	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %
60	3,50.10 <sup>7</sup>	< 1,80.10 <sup>0</sup>	> 99,99 %

Fonte: Autoria própria.

Tabela 19 - Concentrações médias de coliformes termotolerantes nos testes de alcalinização com pó de *bag filter*

Concentração Pó de <i>bag filter</i> (%)	Coliformes Termotolerantes ( <i>E. coli</i> ) (NMP/g.ST)		
	Lodo bruto (NMP/100mL)	Biossólido (NMP/100mL)	Eficiência de remoção
20	$3,50 \cdot 10^7$	$< 1,80 \cdot 10^0$	$> 99,99 \%$
30	$3,50 \cdot 10^7$	$< 1,80 \cdot 10^0$	$> 99,99 \%$
40	$3,50 \cdot 10^7$	$< 1,80 \cdot 10^0$	$> 99,99 \%$
50	$3,50 \cdot 10^7$	$< 1,80 \cdot 10^0$	$> 99,99 \%$
60	$3,50 \cdot 10^7$	$< 1,80 \cdot 10^0$	$> 99,99 \%$

Fonte: Autoria própria.

Em relação aos ovos viáveis de helmintos, as análises também foram realizadas em triplicata e as quantidades detectadas em todas as amostras de lodo e biossólido produzidos foram  $< 0,25$  Ovo/g ST, abaixo do limite de quantificação do método aplicado. Assim como os coliformes termotolerantes, esse parâmetro também atende à concentração recomendada pela Resolução Conama nº 498 (CONAMA, 2020), que é  $< 0,25$  ovo/g de ST para o biossólidos Classe A.

Segundo Godinho e outros (2003), o fato de não terem sido encontrados ovos viáveis em determinada amostra não significa que eles não estejam presentes no lodo, pois a retirada de alíquotas para análise não garante um espectro completo de ovos no lodo como um todo, mesmo com perfeita homogeneização. No entanto, vários fatores influenciam na presença ovos de helmintos no esgoto bruto, incluindo a o grau de doenças endêmicas na população produtora do esgoto, o tamanho dessa população e, principalmente, as condições socioeconômicas da população atendida (PASSAMANI; KELLER; GONÇALVES, 2002). Possivelmente, pelo fato de o esgoto ser originário de uma região ocupada por populações de classe média, não foi detectada a presença desse patógeno no lodo. Outra possível explicação para este fato é sua pequena taxa de sobrevivência no ambiente, de acordo com o relato de Rocha (2009).

## 5.4. DEFINIÇÃO DA DOSAGEM IDEAL DOS RESÍDUOS SIDERÚRGICOS

### 5.4.1. Análise estatística dos dados

As informações geradas na análise de variância estão resumidas na Tabela 20. Nela são apresentados os graus de liberdade, a soma de quadrados, o quadrado médio, a estatística F e o valor-p. Considerando o valor-p, observou-se que as variáveis "Tratamento", "Nível" e "Tempo" estão abaixo do nível de significância adotado (valor de  $p < 0,05$ ). Portanto, infere-se que existem diferenças significativas entre as variáveis. Quanto à variável "Repetições", por ser superior ao nível de significância adotado ( $F > P = 0,3354$ ), pode-se dizer que não há evidência estatística de que as médias sejam diferentes, ou seja, não há diferença significativa entre as variáveis.

Tabela 20 – Resultados da análise de variância (ANOVA).

Fontes de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estatística F	Valor-p	F > P
Tratamentos	3	114,6145	38,2048	334,2340	0,05	0,0000
Repetições	2	0,2514	0,1257	1,1000	0,05	0,3354
Níveis	4	17,6876	4,4219	38,6850	0,05	0,0000
Tempo	2	14,3051	7,1525	62,5740	0,05	0,0000
Resíduos	168	19,2034	0,1143			
Total corrigido	179	166,0620				
CV%	2,73					
Média geral	12,3766					

Fonte: Autoria própria.

Em relação ao coeficiente de variação experimental, um CV% menor ou igual a 25% é considerado baixo e indica um conjunto de dados razoavelmente homogêneo. Portanto, o CV% de 2,73 indica alta precisão experimental e baixo erro experimental (Tabela 20).

Nas Tabela 21, Tabela 22, Tabela 23 e Tabela 24 são mostrados os resultados do teste de Tukey para as variáveis "Tratamento", "Repetições", "Níveis" e "Tempo", respectivamente. Existem diferenças significativas nos valores médios de pH para os tratamentos (1 e 2), (1 e 3) e (1 e 4), enquanto os resultados dos valores médios de pH dos tratamentos (2 e 3) não tem diferença significativa (Tabela 21). Portanto,

entende-se que não há diferença entre a aplicação de escória (LD) em diferentes tamanhos de partícula em relação do valor de pH da mistura.

Tabela 21 – Resultado do teste de Tukey para a variável “Tratamento”.

Tratamentos	Médias de pH	Resultados do Teste
1	11,05	A
2	12,60	B
3	12,69	B
4	13,17	C

Fonte: Autoria própria.

Tabela 22 – Resultado do teste de Tukey para a variável “Repetições”.

Repetições	Médias de pH	Resultados do Teste
1	12,33	A
2	12,39	A
3	12,41	A

Fonte: Autoria própria.

Tabela 23 – Resultado do teste de Tukey para a variável “Níveis”.

Níveis	Médias de pH	Resultados do Teste
1	11,90	A
2	12,23	B
3	12,33	B
4	12,63	C
5	12,80	C

Fonte: Autoria própria.

Tabela 24 – Resultado do teste de Tukey para a variável “Tempo”.

Tempo	Médias de pH	Resultados do Teste
1	12,77	a
2	12,25	b
3	12,11	b

Fonte: Autoria própria.

Conforme mencionado anteriormente, não houve diferença significativa entre variáveis no teste de Tukey. Como pode ser visto na Tabela 26, os valores médios de pH dos níveis (1 e 2), (1 e 3), (1 e 4), (1 e 5), (2 e 4), (2 e 5), (3 e 4) e (3 e 5) foram significativamente diferentes, enquanto os resultados dos valores médios de pH dos tratamentos (2 e 3) e (4 e 5) não foram significativamente diferentes. Isso significa que

não há diferença significativa entre o uso de materiais alcalinos nas doses de 30% e 40% e entre as doses de 50% e 60%.

Por fim, pode-se observar na Tabela 24 que os valores médios de pH dos tempos (1 e 2) e (1 e 3) são significativamente diferentes, enquanto os resultados dos valores médios de pH nos tempos (2 e 3) não são significativamente diferentes.

As informações geradas na análise de variância estão resumidas na Tabela 25 abaixo. Considerando o valor-p, observou-se que as variáveis "Tratamentos", "Níveis" e "Tratamentos x Níveis" estão abaixo do nível de significância adotado (valor de  $p < 0,05$ ). Portanto, há diferenças significativas entre as variáveis. Além disso, conforme mostrado na Tabela 28, um CV% de 3,12 indica alta concisão e baixo erro experimental.

Tabela 25 – Resultados da análise de variância (ANOVA).

Fontes de variação	Graus de Liberdade	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	Estatística F	Valor-p	F > P
Tratamentos	3	114,6145	38,2048	256,2060	0,05	0,0000
Níveis	4	17,6876	4,4219	29,6540	0,05	0,0000
Tratamento x Níveis	12	9,9011	0,8251	5,5330	0,05	0,0000
Resíduos	160	23,8588	0,1491			
Total corrigido	179	166,0620				
CV%	3,12					
Média geral	12,3766					

Fonte: Autoria própria.

As Tabela 26, Tabela 27, Tabela 28, Tabela 29 e Tabela 30 a seguir mostram os resultados do teste de Tukey para as doses "20%", "30%", "40%", "50%" e "60%", respectivamente. Assim como na análise anterior, pode-se observar que a aplicação de partículas de escória (LD) de diferentes tamanhos (representadas pelos tratamentos 2 e 3) não diferiu nos resultados obtidos para o parâmetro pH, mesmo quando avaliadas em cada nível de tratamento. Isso torna o processo ainda mais vantajoso, pois a escória de aciaria (LD) pode ser utilizada de forma natural, ou seja, sem triturar as partículas para obter material particulado.

Tabela 26 – Resultado do teste de Tukey para o nível “20%”.

Tratamentos	Médias de pH	Resultados do Teste
1	10,33	a
2	11,85	b
3	12,22	b
4	13,18	c

Fonte: Autoria própria.

Tabela 27– Resultado do teste de Tukey para o nível “30%”.

Tratamentos	Médias de pH	Resultados do Teste
1	11,07	a
2	12,31	b
3	12,39	b
4	13,16	c

Fonte: Autoria própria.

Tabela 28– Resultado do teste de Tukey para o nível “40%”.

Tratamentos	Médias de pH	Resultados do Teste
1	10,93	a
2	12,50	b
3	12,72	b, c
4	13,18	c

Fonte: Autoria própria.

Tabela 29– Resultado do teste de Tukey para o nível “50%”.

Tratamentos	Médias de pH	Resultados do Teste
1	11,55	a
2	12,79	b
3	13,01	b
4	13,15	b

Fonte: Autoria própria.

Tabela 30– Resultado do teste de Tukey para o nível “60%”.

Tratamentos	Médias de pH	Resultados do Teste
1	11,35	a
2	13,07	b
3	13,18	b, c
4	13,58	c

Fonte: Autoria própria.

Considerando a avaliação de todos os tratamentos discriminados por dose nas Tabela 26, Tabela 27, Tabela 28, Tabela 29 e Tabela 30, pode-se concluir que a dose ideal de material alcalino a partir deste estudo é de 30% em massa seca de lodo, uma vez que este nível promoveu um aumento de pH superior a 12 em um período contínuo de 72 horas em todos os tratamentos, com exceção da cal, onde houve perda de capacidade de reação térmica.

#### 5.5. AVALIAÇÃO DA LIXIVIAÇÃO DE METAIS PESADOS NO LODO HIGIENIZADO COM RESÍDUOS SIDERÚRGICOS

Para fins de classificação dos resíduos, os dados obtidos nos ensaios de lixiviação foram comparados com os dados do Anexo F da ABNT NBR 10.004 (2004c), apresentados na Tabela 31.

Todas as amostras atenderam aos padrões estabelecidos pela legislação vigente, conforme o Anexo F da ABNT NBR 10.004 (2004c). No entanto, observou-se que a cal foi incapaz de remover consistentemente sulfeto do lodo, parâmetro que confere periculosidade ao resíduo de acordo com o Anexo A da resolução mencionada (Resíduos perigosos de fontes não específicas). Portanto, descartam-se quaisquer possibilidades de reaproveitamento para fins benéficos da mistura de lodo com cal. Os biossólidos produzidos através das misturas com escória de aciaria (LD) nas diferentes granulometrias e com pó de *bag filter* foram classificados como Classe II – não perigosos. Portanto, eles podem ser reutilizados de maneira benéfica. Os resultados são consistentes com Zhang e outros (2018), que observaram que a mistura de lodo de esgoto com escória de aciaria (LD) diminui a concentração de metais pesados consideravelmente.

Tabela 31 – Resultados do extrato obtido no ensaio de lixiviação segundo a ABNT NBR 10.004

Parâmetro	Limite máximo no lixiviado (mg/L)	Lodo bruto (mg/L)	Mistura com cal (mg/L)	Mistura com escória (0 - 19 mm)	Mistura com escória (0,75 mm)	Mistura com pó de bag filter
Inorgânicos						
Arsênio Total	$1,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
Bário Total	$7,0 \times 10^{+1}$	$5,0 \times 10^{-1}$	$3,9 \times 10^{-1}$	$3,0 \times 10^{-1}$	$2,9 \times 10^{-1}$	$8,6 \times 10^{-1}$
Cádmio Total	$5,0 \times 10^{-1}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
Chumbo Total	$1,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$
Cromo Total	$5,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$
Fluoreto Total	$1,5 \times 10^{+2}$	$5,0 \times 10^{-1}$	$9,5 \times 10^{-1}$	$1,2 \times 10^0$	$8,6 \times 10^{-1}$	$2,1 \times 10^0$
Mercúrio Total	$1,0 \times 10^{-1}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$
Prata Total	$5,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
Selênio Total	$1,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$
Pesticidas						
Aldrin + dieldrin	$3,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Clordano (cis + trans)	$2,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
DDTs (p,p'-DDT + p, p'-DDE + p,p'-DDD)	$2,0 \times 10^{-1}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
2,4-D	$3,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
Endrin	$6,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Heptacloro Epóxido + Heptacloro	$3,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Lindano (gama-BHC ou gama-HCH)	$2,0 \times 10^{-1}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Metoxicloro	$2,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Pentaclorofenol	$9,0 \times 10^{-1}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$
Toxafeno	$5,0 \times 10^{-1}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
2,4,5-T	$5,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
2,4,5-TP	$1,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
Outros orgânicos						
Benzeno	$5,0 \times 10^{-1}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
Benzo(a)pireno	$7,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$
Cloro de Vinila	$5,0 \times 10^{-1}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
Clorobenzeno (Monoclorobenzeno)	$1,0 \times 10^{+2}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
Clorofórmio	$6,0 \times 10^0$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
Cresóis (o-Cresol + m-Cresol + p-Cresol)	$2,0 \times 10^{+2}$	$2,7 \times 10^{-3}$	$9,3 \times 10^{-2}$	$4,0 \times 10^{-2}$	$3,1 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-4}$
1,4-Diclorobenzeno	$7,5 \times 10^0$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
1,2-Dicloroetano	$1,0 \times 10^0$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
1,1-Dicloroetano	$3,0 \times 10^0$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
2,4-Dinitrotolueno	$3,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Hexaclorobenzeno	$1,0 \times 10^{-1}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Hexaclorobutadieno	$5,0 \times 10^{-1}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
Hexacloroetano	$3,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Metiletilcetona (2-Butanona)	$2,0 \times 10^{+2}$	$< 2,0 \times 10^{-2}$	$< 2,0 \times 10^{-2}$	$< 2,0 \times 10^{-2}$	$< 2,0 \times 10^{-2}$	$< 2,0 \times 10^{-2}$
Nitrobenzeno	$2,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Piridina	$5,0 \times 10^0$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
Tetracloroeto de Carbono	$2,0 \times 10^{-1}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
Tetracloroeteno (Tetracloroetileno)	$4,0 \times 10^0$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
1,1,2-Tricloroeteno	$7,0 \times 10^0$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
2,4,5-Triclorofenol	$4,0 \times 10^{+2}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$
2,4,6-Triclorofenol	$2,0 \times 10^{+1}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$

Fonte: Autoria própria.

Os ensaios de solubilização foram realizados em duplicata no lodo bruto e na concentração mais alta (60%) de material alcalino aplicado no processo de higienização. Para fins de classificação dos resíduos, os dados obtidos nos ensaios de solubilização foram comparados com os dados do Anexo G da ABNT NBR 10.004 (2004c), apresentados na Tabela 32.

Tabela 32 – Resultados do extrato obtido nos ensaios de solubilização.

Parâmetro	Limite máximo no extrato solubilizado (mg/L)	Lodo bruto (mg/L)	Mistura com cal (mg/L)	Mistura com escória (0 - 19 mm) (mg/L)	Mistura com escória (0,75 mm) (mg/L)	Mistura com pó de bag filter (mg/L)
Aldin e dieldrin	$3,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Alumínio	$2,0 \times 10^{-1}$	$1,3 \times 10^0$	$2,3 \times 10^{-1}$	$8,9 \times 10^{-1}$	$7,8 \times 10^0$	$< 2,0 \times 10^{-1}$
Arsênio	$1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
Bário	$7,0 \times 10^{-1}$	$2,9 \times 10^{-2}$	$1,9 \times 10^{-1}$	$3,8 \times 10^{-1}$	$8,1 \times 10^{-1}$	$1,1 \times 10^{-1}$
Cádmio	$5,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
Chumbo	$1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$
Cianeto	$7,0 \times 10^{-2}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$	$< 2,0 \times 10^{-3}$
Clordano (cis + trans)	$2,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Cloreto	$2,5 \times 10^{+2}$	$1,9 \times 10^{+2}$	$7,9 \times 10^{+1}$	$1,2 \times 10^{+2}$	$9,4 \times 10^{+1}$	$4,5 \times 10^{+3}$
Cobre	$2,0 \times 10^0$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$8,0 \times 10^{-1}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
Cromo total	$5,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$
2,4-D	$3,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
DDTs (p,p'-DDT + p,p'-DDE + p,p'-DDD)	$2,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Endrin	$6,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Fenóis Totais	$1,0 \times 10^{-2}$	$5,5 \times 10^0$	$2,1 \times 10^{+1}$	$3,7 \times 10^0$	$6,7 \times 10^0$	$2,1 \times 10^{+1}$
Ferro	$3,0 \times 10^{-1}$	$2,1 \times 10^0$	$1,8 \times 10^0$	$1,6 \times 10^{-1}$	$2,2 \times 10^{+1}$	$1,7 \times 10^0$
Fluoreto	$1,5 \times 10^0$	$2,6 \times 10^0$	$4,0 \times 10^{-1}$	$7,8 \times 10^{-1}$	$8,6 \times 10^{-1}$	$5,3 \times 10^0$
Heptacloro e seu epóxido	$3,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Hexaclorobenzeno	$1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Lindano (γ-BHC)	$2,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Manganês Total	$1,0 \times 10^{-1}$	$9,4 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^0$	$7,1 \times 10^{-2}$
Mercurio Total	$1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$	$< 1,0 \times 10^{-4}$
Metoxicloro Total	$2,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
Nitrato (expresso em N)	$1,0 \times 10^{+1}$	$2,7 \times 10^{-1}$	$2,4 \times 10^{-1}$	$2,3 \times 10^{-1}$	$2,3 \times 10^{-1}$	$7,0 \times 10^{-1}$
Prata Total	$5,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
Selênio Total	$1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-2}$
Sódio Total	$2,0 \times 10^{+2}$	$8,0 \times 10^0$	$8,0 \times 10^{+1}$	$2,3 \times 10^{+1}$	$1,0 \times 10^{+1}$	$5,3 \times 10^{+1}$
Sulfato (expresso em SO <sub>4</sub> )	$2,5 \times 10^{+2}$	$< 2,0 \times 10^0$	$1,0 \times 10^{+1}$	$< 2,0 \times 10^0$	$< 2,0 \times 10^0$	$< 2,0 \times 10^0$
Surfactantes	$5,0 \times 10^{-1}$	$3,5 \times 10^0$	$7,0 \times 10^{-1}$	$1,6 \times 10^0$	$4,2 \times 10^0$	$9,8 \times 10^0$
Toxafeno	$5,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$	$< 1,0 \times 10^{-5}$
2,4,5-T	$2,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
2,4,5-TP	$3,0 \times 10^{-2}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$	$< 1,0 \times 10^{-3}$
Zinco	$5,0 \times 10^0$	$6,8 \times 10^{-2}$	$1,6 \times 10^{-1}$	$3,0 \times 10^{-1}$	$2,5 \times 10^{-1}$	$8,1 \times 10^{-2}$

Fonte: Autoria própria.

Conforme ABNT NBR 10.004(2004c), os resíduos que apresentam concentrações de constituintes solubilizados superiores aos padrões listados no anexo G não se enquadram nas classificações de resíduos classe I - Perigosos ou de resíduos classe II B – Inertes. Conseqüentemente, eles são classificados como classe II A – Não inertes e podem ter propriedades como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

Considerando o Anexo G da NBR 10.004 (2004c), o lodo de esgoto bruto não atende aos seguintes parâmetros: Alumínio Total, Fenóis Totais, Ferro Total, Fluoreto Total e Surfactantes. O biossólido produzido com escória (0,1 a 19 mm) não atendeu aos

seguintes parâmetros: Alumínio Total, Fenóis Totais e Surfactantes. O bioossólido produzido com escória (0,75 µm) não atendeu aos seguintes parâmetros: Alumínio Total, Bário Total, Fenóis Totais, Ferro Total, Manganês Total e Surfactantes. Finalmente, o bioossólido produzido com pó de *bag filter* não atendeu aos seguintes parâmetros: Cloreto Total, Fenóis Totais, Ferro Total, Fluoreto Total e Surfactantes. Portanto, os bioossólidos produzidos são classificados como “Resíduos Classe IIA – Não inertes – Não perigosos”. Além disso, as substâncias químicas encontradas nos bioossólidos atendem aos valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA Nº 498 (2020), conforme a Tabela 7, e as misturas podem ser classificadas como bioossólidos classe A, ou seja, podem ser reaproveitadas de forma segura e benéfica.

## 6. CONCLUSÕES

Através das análises de FRX pode-se observar uma predominância dos componentes Ca em todos os materiais analisados, com média de 96,5% para cal, 47,3% para escória e 80,8% para o pó de *bag filter*, o que posiciona esses materiais com excelentes características diante dos requisitos mínimos estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 498 (2020).

Quanto aos ensaios de desaguamento, os resultados foram compatíveis com outros trabalhos utilizando lodos e geotêxtis semelhantes, apresentando valores consistentes com os parâmetros analisados. Além disso, foi demonstrado que a TAS tem um grande efeito no processo e, de maneira geral, pode-se concluir que quanto maior o TAS, menor a redução de volume e melhor a qualidade do líquido percolado.

Em relação aos ensaios de higienização, os resultados de pH em ambos os experimentos forneceram as condições exigidas pela Resolução CONAMA Nº 498 (2020) para o processo de estabilização química, exceto para o tratamento com cal, que embora exiba valores próximos a 12 em alguns níveis, não atende aos requisitos exigidos pela Resolução devido a possível perda da reatividade térmica da cal virgem devido à absorção de umidade do ar durante o armazenamento. Além disso, pode-se concluir que a dose ideal de material alcalino a partir deste estudo é de 30% em massa seca de lodo, uma vez que este nível promoveu um aumento de pH superior a 12 em um período contínuo de 72 horas em todos os tratamentos, com exceção da cal, onde houve perda de capacidade de reação térmica.

Em ambos os experimentos, a eficiência de remoção foi coliformes termotolerantes foi maior que 99,99% e a concentração média de coliformes termotolerantes no biossólido produzido foi  $< 1,8 \times 10^0$  NMP/g.ST (valores abaixo do limite de detecção do método analítico). Em relação aos ovos viáveis de helmintos, em todas as amostras de lodo e biossólido produzidos foram  $< 0,25$  Ovo/g ST, também abaixo do limite de quantificação do método aplicado. Deste modo, conclui-se que em todos os tratamentos, os parâmetros microbiológicos atendem às concentrações recomendadas pela Resolução Conama nº 498 (CONAMA, 2020), para o biossólidos Classe A.

Por fim, com exceção da cal, todos os tratamentos atenderam aos padrões estabelecidos pela legislação vigente, conforme o Anexo F da ABNT NBR 10.004 (2004c), no que se refere a classificação ambiental. Logo, os biossólidos produzidos através das misturas com escória de aciaria (LD) nas diferentes granulometrias e com pó de bag filter foram classificados como Classe II – não perigosos. Além disso, as substâncias químicas encontradas nos biossólidos atendem aos valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA Nº 498 (2020), conforme a Tabela 7, e as misturas podem ser classificadas como biossólidos classe A, ou seja, podem ser reaproveitadas de forma segura e benéfica.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10006**: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004c.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 ed. Washington, D.C., 2005.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: 2540 SOLIDS**. Washington, D.C, 2017.

ARIA, Massimo; CUCCURULLO, Corrado. **Bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis**. *Journal of Informetrics*, v. 11, n. 4, p. 959–975, 2017.

ASSIS, Tatiana Izato. **Codigestão anaeróbia de esgoto sanitário e lodo algáceo em um reator uasb**. Vitória, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Projeto de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitários**. 1992.

BIDIM. **Especificação Técnica Geotêxtil**. 2008.

BODÍK, Igor *et al.* **Nitrogen removal in an anaerobic baffled filter reactor with aerobic post-treatment**. *Bioresource Technology*, v. 86, n. 1, 2003.

BROSE, Dominic A. *et al.* **Greening a Steel Mill Slag Brownfield with Biosolids and Sediments: A Case Study**. *Journal of Environmental Quality*, v. 45, n. 1, p. 53–61, 2016.

BUONOCORE, Elvira *et al.* **Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment**. *Ecological Indicators*, v. 94, p. 13–23, 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.047>.

CAMPOS, José Roberto. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**, 1999. Disponível em: <http://www.sanepar.pr.gov.br/prosab>.

CANTINHO, P. *et al.* **Behaviour and fate of metals in urban wastewater treatment plants: a review**. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 13, n. 1, p. 359–386, 2015.

CANZIANI, Roberto; SPINOSA, Ludovico. **Sludge from wastewater treatment plants**. Elsevier Inc., 2019.

CETESB. **Norma técnica L5.551**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, v. 1º Edição, n. 11, p. 1–15, 2013.

CHAKRABORTY, Sumit *et al.* **Effectiveness of sewage sludge ash combined with waste pozzolanic minerals in developing sustainable construction material: An**

alternative approach for waste management. *Journal of Cleaner Production*, v. 153, p. 253–263, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.059>.

CHERNICHARO, C. A. de Lemos. **Anaerobic Reactors**. *Water Intelligence Online*, v. 6, n. 0, 2015.

COLLIVIGNARELLI, Maria Cristina *et al.* **Applications of up-flow anaerobic sludge blanket (Uasb) and characteristics of its microbial community: A review of bibliometric trend and recent findings**. MDPI, 2021.

COLLIVIGNARELLI, Maria Cristina *et al.* **Biosolids: What are the different types of reuse?**. *Journal of Cleaner Production*, v. 238, 2019.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 498/2020**. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de bio sólido em solos, e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*: 2020.

DAUD, M. K. *et al.* **Review of upflow anaerobic sludge blanket reactor technology: Effect of different parameters and developments for domestic wastewater treatment**: Hindawi Limited, 2018.

FAVATTO, Rafael *et al.* **Plano municipal de saneamento básico de Vila Velha / ES: sistema de abastecimento de água e esgotamento sanitário prefeitura municipal de Vila Velha.**, 2019.

GERADO, Lodo; SANIT, Esgotos; ANDREOLI, Cleverson Vitório. **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**, 2001. *E-book*. Disponível em: [http://downloads.caixa.gov.br/\\_arquivos/desenvolvimento\\_urbano/saneamento/Residuos\\_solidos\\_saneamento.pdf](http://downloads.caixa.gov.br/_arquivos/desenvolvimento_urbano/saneamento/Residuos_solidos_saneamento.pdf).

GODINHO, Valéria Martins; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos; HONÓRIO, Karina Barbosa. **Caracterização de lodos gerados em sistemas de tratamento de esgotos quanto à presença de ovos de helmintos**. 2003.

GONÇALVES, Ricardo Franci. **Projeto Hidráulico**. 2015. Disponível em: [www.fluxoambiental.com.br](http://www.fluxoambiental.com.br).

GROBELAK, Anna; CZERWIŃSKA, Karolina; MURTAŚ, Aneta. **Industrial and Municipal Sludge: Emerging Concerns and Scope for Resource Recovery**, p. 135–153, 2019.

GULER, Arzu Tugce; WAAIJER, Cathelijn J.F.; PALMBLAD, Magnus. **Scientific workflows for bibliometrix**: *Scientometrics*, v. 107, n. 2, p. 385–398, 2016.

HARTENSTEIN, Roy. **Sludge decomposition and stabilization**. *Science*, v. 212, n. 4496, 1981.

INSTITUTO AÇO BRASIL. 2020.

KAYA, Zulkuf. **Effect of slag on stabilization of sewage sludge and organic soil**. *Geomechanics and Engineering*, v. 10, p. 689–707, 2016.

LIM, Seung Joo; KIM, Tak Hyun. **Applicability and trends of anaerobic granular sludge treatment processes**. 2014.

LÓPEZ, Andrea *et al.* **Microbiological quality of sewage sludge after digestion treatment: A pilot scale case of study**. *Journal of Cleaner Production*, v. 254, 2020.

LOUZADA, Larissa Miranda. **Influência da codigestão anaeróbia de biomassa mixotrófica no desaguamento do lodo de descarte de um uasb tratando esgoto sanitário**, 2018.

LOUZADA, L. M. **Influência da codigestão anaeróbia de biomassa mixotrófica no desaguamento do lodo de descarte de um UASB tratando esgoto sanitário**. v. 1, p. 90, 2018.

LUIS, REMUS Rainer Rainer *et al.* **Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Iron and Steel Production Industrial**. 2012. *E-book*. Disponível em: [http://eippcb.jrc.es/reference/BREF/IS\\_Adopted\\_03\\_2012.pdf](http://eippcb.jrc.es/reference/BREF/IS_Adopted_03_2012.pdf)<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC69967>.

LUO, Jingyang *et al.* **Improving anaerobic fermentation of waste activated sludge using iron activated persulfate treatment**. *Bioresource Technology*, v. 268, n. June, p. 68–76, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.06.080>.

LUO, Siyi; FENG, Yu. **The production of hydrogen-rich gas by wet sludge pyrolysis using waste heat from blast-furnace slag.** *Energy*, v. 113, p. 845–851, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2016.07.130>.

MARIRAJ MOHAN, S.; SWATHI, T. **A review on upflow anaerobic sludge blanket reactor: Factors affecting performance, modification of configuration and its derivatives.** NLM (Medline), 2022.

METCALF, Leonard; EDDY, Herrison P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos.** 2015.

MILLER-ROBBIE, Leslie; RAMASWAMI, Anu; AMERASINGHE, Priyanie. **Wastewater treatment and reuse in urban agriculture: Exploring the food, energy, water, and health nexus in Hyderabad, India.** *Environmental Research Letters*, v. 12, n. 7, 2017.

MINERAÇÃO, Revista. **ArcelorMittal inaugura tecnologia inédita no Brasil - Revista Mineração.** 2018. Disponível em: <https://revistamineracao.com.br/2018/02/19/arcelormittal-inaugura-tecnologia-inedita-no-brasil/>. Acesso em: 31 jan. 2021.

NECHIFOR, Victor *et al.* **Steel in a circular economy: Global implications of a green shift in China.** *World Development*, v. 127, p. 104775, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.104775>.

NÓBREGA, Carolina Garcia Melo. **Influência do processo de hidrólise na capacidade do desaguamento do lodo de descarte de um uasb codigerindo esgoto sanitário e lodo algáceo.** 2020.

OLIVA, Maria; VARGAS, Felipe; LOPEZ, Mauricio. **Designing the incineration process for improving the cementitious performance of sewage sludge ash in Portland and blended cement systems.** *Journal of Cleaner Production*, v. 223, p. 1029–1041, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.147>.

OLIVEIRA, Alessandra da Silva; OLIVEIRA, André Luiz de. **Desaguamento de lodo de efluente saneante domissanitário em Leito de Drenagem.** *Revista DAE*, v. 65, n. 208, p. 68–82, 2017.

ONU. **World population prospects 2019**, 2019-. ISSN 0337-307X. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12283219>.

PACHECO, Ronaldo Feu Rosa. **Estudo sobre a utilização das escórias de aciaria LD naturais ou modificadas para substituição parcial do cimento ou como adição ao clínquer**. 2017.

PAPASTERGIADIS, E. *et al.* **The use of steelmaking slag for sewage sludge stabilization**. *Desalination and Water Treatment*, v. 55, n. 7, p. 1697–1702, 2015.

PASSAMANI, Fabiana Reinis Franca; KELLER, Regina; GONÇALVES, Ricardo Franci. **Higienização de lodo utilizando caleagem e pasteurização em uma pequena estação de tratamento de esgoto combinando reator uasb e biofiltro aerado submerso**. 2002. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/265919922>.

PAULINO, Larissa Bastos. **Purificação do biogás e transferência de dióxido de carbono para suplementação nutricional de culturas algáceas em colunas de transferência de massa**. 2020.

PEREIRA, Ivan dos Santos *et al.* **Agricultural use and pH correction of anaerobic sewage sludge with acid pH**. *Journal of Environmental Management*, v. 275, n. August, 2020.

PEREIRA, Ana Paula Dos Santos; RAMOS, Flavio James Humberto Tommasini Viera; DA SILVA, Marcelo Henrique Prado. **Structural characterization of sustainable geopolymers of steel slag LD and steel slag LF with KOH**. *Revista Materia*, v. 25, n. 3, p. 1–14, 2020.

PROSAB. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura uso e manejo do lodo**. 1999.

RAMACHANDRA, Rashmi Hosurdoddi; DEVATHA, Chella Purushothaman. **Experimental investigation on sludge dewatering using granulated blast furnace slag as skeleton material**. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, n. 11, p. 11870–11881, 2020.

RIZVI, Hina *et al.* **Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance.** *Arabian Journal of Chemistry*, v. 8, n. 6, p. 780–786, 2015.

ROCHA, Ana Lúcia Colares Lopes. **Higienização de lodo anaeróbio de esgoto por meio alcalino: estudo de caso da ete lages – aparecida de goiânia - go.** 2009.

ROCHA, Maria Carolina Vieira da; BARÉS, Monica Eboly; BRAGA, Maria Cristina Borba. **Quantification of viable helminth eggs in samples of sewage sludge.** *Water Research*, v. 103, p. 245–255, 2016. Disponível em: Acesso em: 24 jul. 2022.

SAMARA, Eftihia; MATSI, Theodora; BALIDAKIS, Athanasios. **Soil application of sewage sludge stabilized with steelmaking slag and its effect on soil properties and wheat growth.** *Waste Management*, v. 68, p. 378–387, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.016>.

SANEPAR. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**, 1999. *E-book*. Disponível em: [https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/uso\\_manejo\\_lodo\\_agricultura.pdf](https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/uso_manejo_lodo_agricultura.pdf).

SANTOS, Bruna. **Avaliação da Aplicação do Sistema de Leito de Drenagem como Tratamento de lodo da Estação de Tratamento de Água bom Jardim em Uberlândia - MG.** p. 1–120, 2012.

SIEBIELEC, Sylwia *et al.* **Long term insight into biodiversity of a smelter wasteland reclaimed with biosolids and by-product lime.** *Science of the Total Environment*, v. 636, p. 1048–1057, 2018.

SILVEIRA, Cristiane. **Desaguamento de Lodo de Estações de Tratamento de Águas por Leito de Drenagem/Secagem com Manta Geotêxtil.** Universidade Estadual de Londrina, p. 137, 2012.

SIN, Gürkan; AL, Resul. **Activated sludge models at the crossroad of artificial intelligence - A perspective on advancing process modeling.** *Nature Research*, 2021.

SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. **Potential benefits and risks of land application of sewage sludge.** *Waste Management*, v. 28, n. 2, p. 347–358, 2008.

SNIS, Ministério do desenvolvimento Regional. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2018.** Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), v. 53, n. 9, p. 1689–1699, 2019.

SUN, Yongqi *et al.* **Integrated carbon dioxide/sludge gasification using waste heat from hot slags: Syngas production and sulfur dioxide fixation.** *Bioresource Technology*, v. 181, p. 174–182, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.061>.

SUN, Yongqi *et al.* **Integration of biomass/steam gasification with heat recovery from hot slags: Thermodynamic characteristics.** *International Journal of Hydrogen Energy*, v. 41, n. 14, p. 5916–5926, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.02.110>.

SYED-HASSAN, Syed Shatir A. *et al.* **Thermochemical processing of sewage sludge to energy and fuel: Fundamentals, challenges and considerations.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 80, n. January, p. 888–913, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.262>.

TANG, Pei *et al.* **Investigation of cementitious properties of different constituents in municipal solid waste incineration bottom ash as supplementary cementitious materials.** *Journal of Cleaner Production*, v. 258, p. 120675, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120675>.

TASHIMA, M. M. *et al.* **Compressive Strength and Microstructure of Alkali-Activated Blast Furnace Slag/Sewage Sludge Ash (GGBS/SSA) Blends Cured at Room Temperature.** *Waste and Biomass Valorization*, v. 8, n. 5, p. 1441–1451, 2017.

TEAM, R CORE. **O Projeto R para Computação Estatística**, 2020.

TONETTI, Adriano Luiz *et al.* **Tratamento De Esgotos Domesticos Em Comunidades Isoladas.** 2018.

UGGETTI, Enrica *et al.* **Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: Characterization of three full-scale systems in Catalonia, Spain.** *Bioresource Technology*, v. 100, n. 17, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Informações Básicas sobre Biossólidos | EPA dos EUA**, 2019. Disponível em: <https://www.epa.gov/biosolids/basic-information-about-biosolids>. Acesso em: 26 jul. 2022.

US EPA. **Part 1C Biosolids Regulations Biosolids Management Handbook**. 1999.

VASCONCELLOS, Átila Pavan. **Desaguamento natural de lodos de uasb utilizando mantas geotêxtis**. 2022.

VINCO, José Helber Helber; BENEVENUT, Julyana Maria Nantet Maria Nantet. **Caracterização do pó proveniente do despoejamento primário da sinterização recolhido pelo gas cleaning bag filter**, 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2005.

VON SPERLING, Marcos. **Vol 6 - Sludge Treatment and Disposal - Biological Wastewater Treatment Series**. 2007-. ISSN 07351917.v. 1

VON SPERLING, Marcos. **VOL\_4\_Anaerobic Reactors**, 2007. v. 04

VON SPERLING, M; GONCALVES, R F. **Sludge Characteristics and Production**, 2007.

WANKE, Renate. **Drenagem natural de água livre de lodos de reator UASB condicionado com polieletrólitos em desaguador estático vertical com tela**. Vitória. 2005.

WEGGEL, J. Richard; DORTCH, Jacob; GAFFNEY, Douglas. **Analysis of fluid discharge from a hanging geotextile bag**. *Geotextiles and Geomembranes*, v. 29, n. 1, 2011.

WIJESEKARA, H. *et al.* **Biosolids Enhance Mine Site Rehabilitation and Revegetation.** *Environmental Materials and Waste: Resource Recovery and Pollution Prevention*, p. 45–71, 2016. Disponível em: Acesso em: 26 jul. 2022.

WORLDSTEEL ASSOCIATION. FACT SHEET **Steel industry co-products**, p. 2, 2018. Disponível em: [https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:1b916a6d-06fd-4e84-b35d-c1d911d18df4/Fact\\_By-products\\_2018.pdf](https://www.worldsteel.org/en/dam/jcr:1b916a6d-06fd-4e84-b35d-c1d911d18df4/Fact_By-products_2018.pdf).

ZHANG, Hongling *et al.* **Effect of alkaline material on phytotoxicity and bioavailability of Cu, Cd, Pb and Zn in stabilized sewage sludge.** *Environmental Technology*, v. 39, n. 17, p. 2168–2177, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1351496>.

ZHANG, Weijun *et al.* **Performance and mechanisms of wastewater sludge conditioning with slag-based hydrotalcite-like minerals (Ca/Mg/Al-LDH).** *Water Research*, v. 169, p. 115265, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115265>.