

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ – UTFPR
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

MARIANE BORGES GHELLER

**ESTABILIZAÇÃO E SOLIDIFICAÇÃO DE RESÍDUOS DE ETA EM
MATRIZES DE CONCRETO**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

APUCARANA
2021

MARIANE BORGES GHELLER

**ESTABILIZAÇÃO E SOLIDIFICAÇÃO DE RESÍDUOS DE ETA EM MATRIZES DE
CONCRETO**

**STABILIZATION AND SOLIDIFICATION OF WTP WASTE IN CONCRETE
MATRIX**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Tecnológica Federal do Paraná como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Química.
Área de concentração: Desenvolvimento de Processos
Orientador: Prof.^a Dra. Juliana Guerra Sgorlon
Coorientadora: Prof.^a Dra. Maria Carolina Sérgi Gomes

APUCARANA

2021



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



**Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Apucarana**



MARIANE BORGES GHELLER

ESTABILIZAÇÃO E SOLIDIFICAÇÃO DE RESÍDUOS DE ETA EM MATRIZES DE CONCRETO

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra Em Engenharia Química da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Desenvolvimento De Processos.

Data de aprovação: 28 de Maio de 2021

Prof.a Juliana Guerra Sgorlon, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Marcio Eduardo Berezuk, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof.a Maria Carolina Sergi Gomes, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Rafael Oliveira Defendi, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof.a Rosane Freire Boina, Doutorado - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (Unesp)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 28/05/2021.

Ao meu noívo Bruno

Aos meus país, Wílmar e Iede

Aos meus irmãos Maurício in memorian e Mauri

AGRADECIMENTOS

Agradeço...

A Deus, por tudo!

Ao meu melhor amigo, companheiro de vida e noivo *Bruno*, por todo incentivo e apoio, obrigada por ser meu porto seguro no mar de incertezas, sem você a realização desse sonho não seria possível.

Aos meus pais, *Wilmar* e *Iede*, que me deram a vida e me ensinaram virtudes para vivê-la com dignidade, almejando comigo essa conquista.

Aos meus primeiros amigos e irmãos *Mauricio in memoriam*, de modo especial por sempre ouvir minha suplicas e atender meus pedidos, e *Mauri*.

À minha orientadora Prof.^a Dra. *Juliana* pela oportunidade e pela excelente orientação fornecida. Muito obrigada por todo conhecimento compartilhado e paciência.

À minha coorientadora Prof.^a Dra. *Maria Carolina*, que ainda na graduação me despertou o interesse pela pesquisa durante as orientações nas iniciações científicas.

A todos os professores do PPGEQ-AP, que contribuíram na minha formação acadêmica, em especial aos Professores Dr. *Marcio Berezuk* e Dr. *Rafael Defendi* que contribuíram nos esclarecimentos de análises aqui discutidas e pelas considerações no exame de qualificação.

À Prof.^a Dra. *Rosane* pelas importantes contribuições no exame de qualificação.

Ao Prof.^a Dr. *Thiago* por todo auxílio com as análises estatísticas, muito obrigada.

Ao Prof.^a Dr. *Alessandro* e sua aluna *Amanda* pela ajuda com alguns experimentos.

Aos Laboratórios: Multiusuário do Câmpus Apucarana (LAMAP) e de Londrina (LABMULT-LD) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná e ao de Caracterização e Gestão de Resíduos Sólidos e Laboratório (LCGRS) de Águas, Águas Residuais e Reuso (LAARR) da Universidade Estadual Paulista do Câmpus Presidente Prudente pelas análises realizadas.

Ao órgão de fomento CAPES pelo apoio financeiro.

Aos amigos de mestrado que proporcionaram que caminhada fosse mais leve, por meio de palavras de consolo e incentivo nos momentos de dificuldades.

Por fim, a todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

“Cada pessoa deve trabalhar para o seu aperfeiçoamento e, ao mesmo tempo, participar da responsabilidade coletiva por toda a humanidade.”

(Marie Curie)

RESUMO

O tratamento de água é um procedimento que promove grande geração de lodo, um resíduo sólido que precisa ser disposto corretamente. Procurando desenvolver uma nova alternativa de reaproveitamento e visando minimizar os impactos de poluição desse resíduo, este trabalho tem como objetivo o estudo da estabilização e solidificação em matrizes de concreto de lodos provenientes de duas estações de tratamento de água (ETA), uma localizada no estado de São Paulo e a outra no Paraná. A metodologia utilizada foi dividida em três partes: caracterização dos lodos (in natura e calcinado) das estações de tratamento de água, fabricação das peças utilizando este resíduo e a caracterização das mesmas. Na etapa de caracterização dos lodos foi constatado que os resíduos de ETA possuem alta umidade, bem como apresentam porcentagens elevadas de sólidos fixos. Ambos os resíduos, das diferentes ETAs estudadas, apresentaram concentrações de alumínio acima do permitido pela ABNT NBR 10004 (2004) e, portanto, foram classificados como resíduos sólidos não inertes. Também foi verificada a presença de Al_2O_3 , SiO_2 e Fe_2O_3 , em maior concentração, consistindo na composição majoritária dos lodos. Após a caracterização dos lodos de ETA, foi realizada a fabricação de peças de concreto com a substituição de cimento por resíduo em diferentes teores (2,5 %, 5%, 7,5%, 10%, 12,5 % e 15%) e, posteriormente, foram verificadas as características das peças produzidas. Os resultados apontam que o tratamento térmico não colaborou para um melhor desempenho para o lodo paulista. No entanto, para o lodo paranaense a calcinação permitiu a utilização de uma maior porcentagem de lodo no concreto. De modo geral, foi observado que as diferentes regiões de localização das estações de tratamento em estudo não interferiram significativamente nos resultados de desempenho dos concretos obtidos, isso devido à semelhança que a caracterização dos resíduos indicou. Os resultados obtidos demonstraram que as melhores porcentagens de substituição para o lodo paulista (in natura e calcinado) foram de 12,5%, enquanto para o lodo da ETA paranaense foi até 10% para o in natura e de 15% para o calcinado. Estas porcentagens, além de não apresentarem valores diferentes de absorção de água e de resistência à compressão, com o limite de confiança de 95% em relação ao concreto de referência, também resultaram em uma alta eficiência de retenção dos metais (alumínio e ferro) no concreto. Dessa forma, é possível concluir que a substituição do cimento por lodo é tecnicamente viável, desde que limitada a teores que não afetem consideravelmente as propriedades do material produzido.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de Resíduos. ETA. Solidificação. Estabilização. Matriz de Concreto.

ABSTRACT

Water treatment is a procedure that promotes a large generation of sludge, which is a solid residue that needs to be disposed correctly. Seeking to develop a new reuse alternative and aiming to minimize the pollution impacts of this residue, the purpose of this work is to study the stabilization and solidification in sludge concrete matrices from two water treatment plants (WTP), one located in the state São Paulo and another in Paraná. The methodology used was divided into three parts: characterization of sludge (in natura and calcined) from water treatment plants, manufacture of parts using this residue and their characterization. In the sludge characterization stage, it was found that the WTP residues have high humidity, as well as high percentages of fixed solids. Both residues, from the different WTPs studied, had aluminum concentrations above from what is allowed by ABNT NBR 10004 (2004) and, therefore, were classified as non-inert solid residues. It was also verified the presence of Al_2O_3 , SiO_2 e Fe_2O_3 , in greater concentration, consisting of most of the sludge composition. After the characterization of the WTP sludges, the manufacture of concrete parts was carried out with the replacement of cement by residue in different levels (2.5%, 5%, 7.5%, 10%, 12.5% and 15%) and, subsequently, the characteristics of the parts produced were verified. The results show that the heat treatment did not contribute to a better performance for the São Paulo sludge. However, for the Paraná sludge, calcination allowed the use of a higher percentage of sludge in the concrete. In general, it was observed that the different regions of the treatment plants under study did not significantly interfere in the performance results of the concretes obtained, this due to the similarity that the characterization of the residues indicated. The results obtained showed that the best percentages of substitution for the São Paulo sludge (in natura and calcined) were 12.5%, while for the sludge from the Paraná WTP it was up to 10% for in natura and 15% for calcined. These percentages, apart from not having different values of water absorption and compressive strength, with a 95% confidence limit in relation to the reference concrete, also resulted in a high retention efficiency of metals (aluminum and iron) in the concrete. Thus, it is possible to conclude that the replacement of cement with sludge is technically feasible, as long as it is limited to levels that do not considerably affect the properties of the material produced.

KEYWORDS: Waste Treatment. WTP. Solidification. Stabilization. Concrete Matrix.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Pontos de geração de resíduos em uma ETA convencional.....	24
Figura 2 – Porcentagem do destino de lodos gerados em ETAs convencionais no Brasil.....	30
Figura 3 – Mecanismos de adsorção física (A) e de fixação química (B) na técnica E/S.....	33
Figura 4 – Hidratação do cimento e o aprisionamento de contaminantes.....	36
Figura 5 – Desenvolvimento da microestrutura durante a hidratação do cimento Portland.....	41
Figura 6 – Fluxograma esquemático das principais etapas de realização do trabalho.....	49
Figura 7 – Aparência dos lodos de ETA, (A) LSN - lodo paulista in natura, (B) LSC - lodo paulista calcinado, (C) LPN - lodo paranaense in natura, (D) LPC - lodo paranaense calcinado.....	50
Figura 8 – Equipamento para teste de lixiviação.....	52
Figura 9 – Confeção dos corpos de provas: A) Concreto no molde cilíndrico, B) Corpos de prova após serem retirados dos moldes.....	59
Figura 10 – Prensa hidráulica, utilizada no ensaio de compressão.....	61
Figura 11 – Difrátogramas das amostras de lodos: (A) LPN, (B) LPC, (C) LSN, (D) LSC.....	70
Figura 12 – Índice de atividade pozolânica dos lodos obtidos pelo método Chapelle modificado.....	71
Figura 13 – Microscopia eletrônica de varredura das amostras lodos paranaense: (a) LPN ampliação 1000x - 10 μm , (b) LPN ampliação 10000x - 1 μm , (c) LPC ampliação 1000x - 10 μm , (d) LPC ampliação 1000x - 1 μm	73
Figura 14 – Microscopia eletrônica de varredura das amostras lodos paulistanos: (a) LSN ampliação 1000x - 10 μm , (b) LSN ampliação 10000x - 1 μm , (c) LSC ampliação 1000x - 10 μm , (d) LSC ampliação 10000x - 1 μm	73
Figura 15 – Espectros de EDS da região indicada: (A) LPN, (B) LPC.....	74
Figura 16 – Espectros de EDS da região indicada: (A) LSN, (B) LSC.....	75
Figura 17 – Resistência média à compressão após 28 dias de cura das matrizes de concreto fabricadas com a substituição parcial por lodo paranaense in natura (LPN).....	77
Figura 18 – Diagrama de caixa para os resultados de resistência à compressão dos concretos fabricados com a substituição parcial de cimento por lodo paranaense in natura (LPN).....	77
Figura 19 – Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).....	79
Figura 20 – Diagrama de caixa para as porcentagens de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).....	79

Figura 21 – Resistência média à compressão após 28 dias de cura das matrizes de concreto fabricadas com a substituição parcial por lodo paranaense calcinado (LPC).....	81
Figura 22 – Diagrama de caixa para os resultados de resistência à compressão dos concretos fabricados com a substituição parcial de cimento por lodo paranaense calcinado (LPC).....	81
Figura 23 – Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).....	82
Figura 24 – Diagrama de caixa para as porcentagens de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).....	83
Figura 25 – Resistência média à compressão após 28 dias de cura das matrizes de concreto fabricadas com a substituição parcial por lodo paulista in natura (LSN).....	84
Figura 26 – Diagrama de caixa para os resultados de resistência à compressão dos concretos fabricados com a substituição parcial de cimento por lodo paulista in natura (LSN).....	84
Figura 27 – Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paulista in natura (LSN)	85
Figura 28 – Diagrama de caixa para as porcentagens de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paulista in natura (LSN).....	86
Figura 29 – Resistência média à compressão após 28 dias de cura das matrizes de concreto fabricadas com a substituição parcial por lodo paulista calcinado (LSC).....	87
Figura 30 - Diagrama de caixa para os resultados de resistência à compressão dos concretos fabricados com a substituição parcial de cimento por lodo paulista calcinado (LSC).....	87
Figura 31 – Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).....	88
Figura 32 – Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).....	89
Figura 33 – Gráfico comparativo de resistência média à compressão das matrizes de concreto fabricadas com a substituição parcial do cimento pelas 4 variedades de lodos: LPN, LPC, LSN e LSC.....	90
Figura 34 – Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com fabricadas com a substituição parcial do cimento pelas 4 variedades de lodos: LPN, LPC, LSN e LSC.....	91
Figura 35 – Difratoograma de raios-x do corpo de prova referência.....	95
Figura 36 – Difratoogramas dos corpos de provas fabricados: (A) LPN 10 %, (B) LPC 15 %, (C) LSN 12,5 %, (D) LSC 12,5 %.....	96
Figura A.1 – Curva de Abrams: relação do fator água/cimento em função da resistência à compressão.....	117
Figura B.1 – Gráfico de <i>wormplots</i> para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).....	121
Figura B.2 – Gráfico de <i>wormplots</i> para absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).....	121

Figura B.3 – Gráfico de <i>wormplots</i> para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).....	122
Figura B.4 – Gráfico de <i>wormplots</i> para absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).....	122
Figura B.5 – Gráfico de <i>wormplots</i> para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista in natura (LSN).....	123
Figura B.6 – Gráfico de <i>wormplots</i> para absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista in natura (LSN).....	123
Figura B.7 – Gráfico de <i>wormplots</i> para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).....	124
Figura B.8 – Gráfico de <i>wormplots</i> para absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).....	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Descrição das etapas no processo de tratamento convencional de água.....	22
Tabela 2 – Impacto da qualidade da água bruta na produção de resíduos.....	25
Tabela 3 – Valores de sólidos totais, fixos e voláteis de lodos de ETAs disponíveis na literatura brasileira.....	26
Tabela 4 – Composição percentual de óxidos do lodo de ETA, disponíveis na literatura brasileira.....	27
Tabela 5 – Número de municípios, por região, conforme o gerenciamento de lodo gerado em ETAs no Brasil.....	29
Tabela 6 – Tecnologias de tratamento e reaproveitamento do lodo de ETA.....	31
Tabela 7 – Compostos básicos do cimento.....	39
Tabela 8 – Traço referência para resistência de 15 Mpa.....	58
Tabela 9 – Traços empregados na fabricação dos corpos de prova com incorporação do lodo de ETA.....	58
Tabela 10 – Porcentagem de sólidos totais, fixos e voláteis presentes nos resíduos.....	64
Tabela 11 – Concentração de alumínio e ferro obtido nos ensaios de lixiviação.....	65
Tabela 12 – Concentrações de alumínio e ferro obtido nos ensaios de solubilização.....	66
Tabela 13 – Fluorescência de raios-x dos resíduos, expressos em porcentagem de massa.....	67
Tabela 14 – Concentração de metais presentes nas amostras de lodos.....	69
Tabela 15 – Elementos químicos presentes nos lodos e identificados nas Figuras 15 e 16.....	76
Tabela 16 – Modelo de GAMLSS aplicado para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).....	78
Tabela 17 – Modelo de GAMLSS aplicado para a absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).....	80
Tabela 18 – Modelo de GAMLSS aplicado para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).....	82
Tabela 19 – Modelo de GAMLSS aplicado para a absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).....	83
Tabela 20 – Modelo de GAMLSS aplicado para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista in natura (LSN).....	85
Tabela 21 – Modelo de GAMLSS aplicado para a absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista in natura (LSN).....	86

Tabela 22 – Modelo de GAMLSS aplicado para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).....	88
Tabela 23 – Modelo de GAMLSS aplicado para a absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).....	89
Tabela 24 – Fluorescência de raios-x das peças de concreto, expressos em porcentagem de massa.....	93
Tabela 25 – Concentração de contaminantes no extrato lixiviado das matrizes de concreto.....	94
Tabela 26 – Concentração de contaminantes no extrato solubilizado das matrizes de concreto.....	94
Tabela 27 – Eficiência de retenção de metais no lixiviados das matrizes de concretos fabricadas com lodos.....	94
Tabela 28 – Eficiência de retenção de solubilizados das matrizes de concretos fabricadas com lodos.....	95
Tabela 29 – Compostos cristalinos detectados nas amostras dos concretos fabricados.....	95
Tabela A.1 – Consumo de água aproximado.....	117
Tabela A.2 – Volume de agregado graúdo.....	118

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCP – Associação Brasileira de Cimento Portland

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DRX – Difração de raios-x

E/S – Estabilização/Solidificação

EDS – Espectroscopia por dispersão de energia de raios-X

ETA – Estação de tratamento de água

FRX – Fluorescência de raios-x

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LPC – Lodo paranaense calcinado

LPN – Lodo paranaense in natura

LSC – Lodo paulista calcinado

LSN – Lodo paulista in natura

MERCOSUL – Mercado Comum do Sul

MEV – Microscopia eletrônica de varredura

UNESP – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”

UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVO	21
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO DA LITERATURA	22
3.1	Problemática dos lodos de estações de tratamento de água	22
3.1.1	Processo convencional de tratamento de água.....	22
3.1.2	Geração de lodo nas ETAs.....	23
3.1.3	Caraterísticas gerais dos lodos em ETA	25
3.1.4	Problemática do lodo no Brasil.....	28
3.1.5	Alternativas de reaproveitamento do lodo	31
3.2	Tecnologia de estabilização e solidificação e (e/s) de resíduos sólidos	32
3.2.1	Tecnologia de E / S a base de cimento	34
3.3	Concreto	37
3.3.1	Cimento portland	38
3.3.2	Agregados: graúdo e miúdo	42
3.3.3	Água.....	43
3.3.4	Composição (traço).....	43
3.3.5	Propriedades do concreto no estado endurecido	44
3.4	Estabilização e solidificação do resíduo de eta em concreto	45
3.4.1	Conclusões da revisão.....	48
4	METODOLOGIA	49
4.1	Amostragem e preparo do resíduo	49
4.2	Caracterização do resíduo	50
4.2.1	Sólidos totais, fixos e voláteis.....	50
4.2.2	Ensaio de lixiviação e de solubilização	51
4.2.3	Determinação de metais	53

4.2.4	Fluorescência de raios-x (FRX)	54
4.2.5	Difração de raios-x (DRX).....	54
4.2.6	Microscopia eletrônica de varredura (MEV)	55
4.2.7	Espectroscopia por Dispersão de Energia de Raios-X (EDS).....	55
4.2.8	Determinação do índice de atividade pozolânica.....	55
4.3	Fabricação de concreto utilizando lodo de eta	57
4.3.1	Composição dos materiais utilizados.....	57
4.3.1.1.	Aglomerante.....	57
4.3.1.2.	Agregado miúdo.....	57
4.3.1.3.	Agregado graúdo.....	57
4.3.1.4.	Água.....	57
4.3.1.5.	Lodo de ETA.....	57
4.3.2	Determinação do traço	58
4.3.3	Moldagem e cura dos corpos de prova.....	59
4.4	Caracterização das matrizes de concreto	59
4.4.1	Absorção de água	59
4.4.2	Resistência à compressão	60
4.4.3	Análise estatística de dados	61
4.4.4	Ensaio de lixiviação e solubilização	62
4.4.5	Eficiência de retenção de metais	62
4.4.6	Fluorescência de raios-x (FRX) e Difração de raios-x (DRX)	62
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
5.1	Caracterização dos resíduos	64
5.1.1	Caracterização física	64
5.1.2	Caracterização química e microestrutural dos lodos de ETA.....	65
5.2	Caracterização das peças	76
5.2.1	Avaliação da qualidade do concreto produzido	76

5.2.2	Caracterização química e microestrutural das matrizes de concreto	93
6	CONCLUSÃO	98
7	RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS	100
	REFERÊNCIAS	101
	APÊNDICE A – CÁLCULO DE DOSAGEM PELO MÉTODO ABCP	116
	APÊNDICE B – GRÁFICOS DE RESÍDUOS	121
	ANEXO 1 – DIAGRAMA DE CARACTERIZAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	125

1 INTRODUÇÃO

Associado a alta demanda hídrica, em função do aumento populacional e das atividades econômicas que utilizam água, tem-se também a baixa qualidade da água nas fontes hídricas de captação, acarretando na necessidade de tratamento da água para o consumo (BRASIL, 2010; BITTENCOURT, 2014; BRASIL, 2018).

Durante o processo de purificação da água nas etapas de decantação e filtração, são geradas grandes quantidades de resíduos – que variam em função das operações envolvidas no processo e na qualidade da água bruta – conhecidos como lodos de estação de tratamento de água (ETA) (BABATUNDE; ZHAO, 2007; SALES; SOUZA; ALMEIDA, 2011). Este lodo é preocupante, pois apresenta risco ao meio ambiente, uma vez que são utilizados coagulantes para o tratamento, geralmente, sais de alumínio ou de ferro, que podem resultar na presença abundante desses metais nos lodos. Os quais em altas concentrações podem torna-se nocivos ao meio ambiente. Além disso, os resíduos podem conter também outros íons metálicos de potencial tóxico originários da água bruta (SANTOS; ROCHA; POVINELLI, 2007; AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016).

Em geral, os lodos gerados no tratamento da água são constituídos de matéria orgânica e inorgânica, sendo uma mistura do estado sólido e líquido, cuja composição varia em termos de propriedades físicas, químicas e características biológicas (SALES; SOUZA; ALMEIDA, 2011).

Historicamente, o destino mais comum do lodo gerado nas estações de tratamento de água é a disposição nos cursos hídricos mais próximos ou despejo no solo, com pouco ou nenhum tratamento. Porém, a disposição inadequada do lodo é extremamente danosa ao meio ambiente, pois além de aumentar a turbidez e quantidade de sólidos na água, pode provocar a toxicidade, comprometendo a estabilidade da vida aquática e aumentando o grau de poluição dos corpos receptores do lodo (SCALIZE, 2003; MATTOS; GIRARD, 2013; HOWE, 2017).

Devido aos riscos à saúde humana e aos impactos ambientais, foram criadas no Brasil leis que regulamentam o descarte de poluentes em ambientes aquáticos. Atualmente, de acordo com ABNT NBR 10004 (2004), que visa promover um gerenciamento adequado de resíduos, o lodo de ETA é classificado como um resíduo sólido, e, portanto, fica condicionado a atender a Política Nacional de Resíduos Sólidos, disposta na Lei Federal nº 12.305 (2010), que em seu artigo 47 proíbe o lançamento de resíduos sólidos em quaisquer corpos hídricos, bem como o seu lançamento in natura a céu aberto. Além disso, o

lançamento desses resíduos sólidos gerados em ETAs, em corpos de água, pode ser considerado crime ambiental, conforme a Lei Federal nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998, (BRASIL, 1998; ABNT, 2004; HOWE, 2017).

Todavia, essa prática ainda é muito realizada no país, devido principalmente à falta de fiscalização. Diante esse cenário, a sociedade necessita de alternativas para a destinação correta ou a reutilização dos resíduos sólidos provenientes de ETA, para que assim possa minimizar os impactos que esse material exerce e, ainda, atender a legislação. Atualmente, as alternativas geralmente empregadas para o gerenciamento do lodo de ETA são aterros sanitários, lançamento dos resíduos em estações de tratamento de esgoto (ETE), reaproveitamento da utilização dos coagulantes e disposição em área de reflorestamentos e áreas agrícolas (TAFAREL et al., 2016).

No entanto, a procura por soluções para minimizar os impactos ambientais e viabilizar a gestão adequada dos resíduos da ETA levou ao desenvolvimento de várias tecnologias alternativas. Dentre estas, uma alternativa encontrada para reaproveitamento do lodo está na construção civil, utilizando o resíduo como matéria-prima para a fabricação de materiais cerâmicos, argamassas e concretos, por exemplo (SILVA et al., 2015; ANDRADE et al., 2018; DOHNÁLKOVÁ; DROCHYTKA; HODUL, 2018).

Cabe destacar que a indústria da construção civil é reconhecida pela demanda contínua de materiais, o que demonstra a necessidade de atualizar sua produção tradicional, buscando novas alternativas de fontes de matérias-primas, uma vez que a habitual consome demasiadamente recursos naturais e que promove um impacto ambiental considerável (HARBERT, 2013). A estimativa de consumo mundial anual de concreto é de 11 bilhões de toneladas, conferindo ao concreto a categorização de material construtivo mais consumido. Sendo que no Brasil, calcula-se que o concreto que é produzido nas centrais dosadoras seja de aproximadamente de 30 milhões de metros cúbicos (PEDROSO, 2009; LEITE; GIRARDI; HASTENPFLUG, 2018).

Essa demanda elevada de matéria-prima para a construção, juntamente com a problemática do gerenciamento inadequado de lodos originados em estações de tratamento de água, justificam o objetivo deste presente trabalho, que é propor um método de reaproveitamento viável para o lodo, e não apenas de disposição, possibilitando a diminuição no consumo de matérias-primas para a confecção de concreto (TAFARAEL et al., 2016).

A utilização de lodo para a fabricação de concreto consiste na aplicação da tecnologia de estabilização e solidificação, que é muito empregada para resíduos sólidos

contendo metais, devido às possibilidades limitadas para esses resíduos. Além disso, esta técnica é de baixo custo e de grande eficácia (HEKAL, 2011). A finalidade deste tratamento é encapsular e incorporar os resíduos em um sistema aglutinante, produzindo um sólido com integridade estrutural e estabilidade de longo prazo, assim garantindo a lixiviação e solubilização mínima dos contaminantes presentes no resíduo. Esta técnica apresenta benefícios como: a redução da mobilidade de contaminantes devido à imobilização química e física, eliminação de propriedades perigosas, redução da área superficial que impede o desprendimento de contaminantes e a facilidade de manuseio do resíduo devido à geração de material sólido consistente (CONNER; HOEFFNER, 1998; FITCH; CHEESEMAN, 2003).

Diante disso, o presente trabalho tem a finalidade de estabelecer parâmetros ideais para a incorporação de resíduos de ETA em matrizes de concreto, analisando a possível viabilidade da utilização do lodo como substituinte parcial de matérias-primas para a fabricação de concreto, bem como, verificando a estabilização e solidificação dos contaminantes do resíduo nas matrizes de concreto e promovendo um reaproveitamento/tratamento apropriado para o lodo, permitindo assim, minimizar os impactos de poluição, ocasionados pela gestão de resíduo de ETA inapropriada e obsoleta.

Cabe ainda destacar algumas particularidades do presente estudo, que lhe conferem unicidade, como:

- Avaliação detalhada de como a região em que o lodo é gerado pode interferir nas suas características e, posteriormente, na qualidade do concreto fabricado a partir dele. Por isso, a escolha em utilizar o lodo de duas estações de tratamento de estados brasileiros diferentes, sendo uma localizada em São Paulo e a outra no Paraná.

- Verificação da necessidade de um tratamento térmico no lodo para posterior utilização como matéria-prima para o concreto, avaliando qual a melhor condição (in natura ou calcinado) para o emprego do mesmo.

Neste contexto, a técnica de solidificação e estabilização de ETA em matrizes de concreto pode possibilitar a solução simultânea para dois problemas, visto que quantidades significativas de materiais e energia podem ser economizadas, diminuindo a demanda de matéria-prima e ainda apresentando uma forma de reutilização adequada para o resíduo.

2 OBJETIVO

Este trabalho tem como objetivo geral o estudo da estabilização e solidificação de resíduos sólidos provenientes de estação de tratamento de água (ETA) em matrizes de concreto, avaliando a possível viabilidade do mesmo como matéria-prima para a construção civil. Ressaltando ainda a importância do reaproveitamento desse resíduo sólido, verificam-se alguns objetivos específicos:

- Caracterização de lodo, in natura e calcinado, referentes a duas estações de tratamento água, uma localizada no estado de São Paulo e a outra no Paraná.
- Fabricação de peças de concreto com diferentes proporções de lodo em substituição ao cimento/areia.
- Avaliação das propriedades mecânicas, físicas, químicas e microestruturais das peças fabricadas, bem como a avaliação da eficácia da imobilização dos contaminantes presentes no resíduo nas matrizes de concreto.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Problemática dos lodos de estações de tratamento de água

Neste item serão abordados tópicos que envolvem desde o processo do tratamento de água até a geração do lodo de ETA, as características que este resíduo apresenta e o desafio de um gerenciamento adequado para o mesmo, apresentando também as principais alternativas de reutilização e disposição.

3.1.1 Processo convencional de tratamento de água

Para atender a demanda de água potável, o fornecimento deve ser satisfatório em qualidade e adequado em quantidade, estando prontamente disponível para o usuário. Assim, se fazem necessários os sistemas de tratamento/distribuição de água (SHAMMAS, 2013).

As características da água bruta é o principal fator interveniente na definição da tecnologia de tratamento a ser empregada, contudo a técnica mais comumente empregada no Brasil para o tratamento de água é denominada de ciclo completo ou convencional, que incluem um conjunto de operações sequenciais do processo: coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração, desinfecção, correção de pH e fluoretação (LIBÂNIO, 2010; BITTENCOURT, 2014). A Tabela 1 descreve resumidamente cada etapa.

Tabela 1 - Descrição das etapas no processo de tratamento convencional de água.

(continua)

Processo	Descrição
Coagulação	Nesta etapa acontece a adição de agentes químicos coagulantes, como: sulfato de alumínio, policloreto de alumínio, cloreto férrico e sulfato férrico, que hidrolisam rapidamente ao serem misturados com a água, gerando precipitados insolúveis que desestabilizam partículas por adsorção à sua superfície, neutralizando a carga (reduzindo assim as forças repulsivas). A escolha pela utilização de determinado coagulante inclui a eficiência, além da relação custo-benefício (HOWE, 2017; BITTENCOURT, 2014).
Floculação	Durante a floculação ocorre a agregação das partículas desestabilizadas na etapa anterior do processo de tratamento. Essas partículas apresentam uma redução na

Tabela 1 - Descrição das etapas no processo de tratamento convencional de água.

(conclusão)

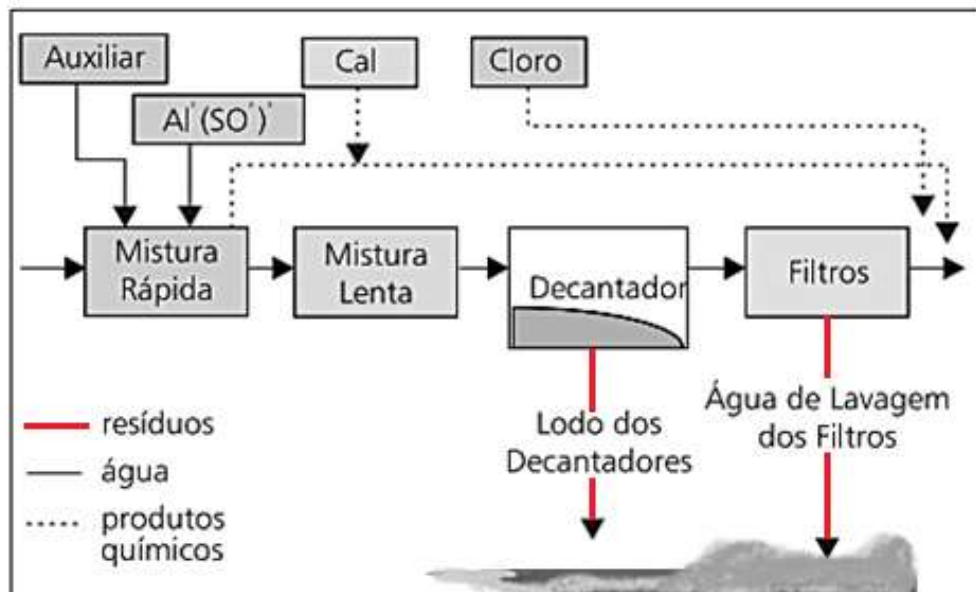
Processo	Descrição
Floculação	carga da superfície elétrica devido a coagulação, formando flocos (HOWE, 2017).
Decantação ou flotação	Na decantação, ocorre a separação da água e dos sólidos aglomerados que são formados nas etapas anteriores. As partículas sedimentam porque são pesadas o suficiente para decantar devido às forças gravitacionais e ao se depositarem no fundo dos tanques formam uma massa semissólida denominada lodo (HOWE, 2017; BITTENCOURT, 2014).
Filtração	Posteriormente, a água é filtrada geralmente em filtros, utilizando-se como meio filtrante pedras, areia e carvão, com o intuito de reter a sujeira que restou da fase de decantação. Nesta etapa, também ocorre a formação de lodo no processo de lavagem dos filtros (BITTENCOURT, 2014).
Desinfecção	Consiste na utilização de um agente desinfetante, que garanta que a água fornecida esteja isenta de microorganismos. O cloro é amplamente utilizado para essa finalidade nas estações de tratamento, pois possibilita a desinfecção eficiente para um grande espectro de organismos patogênicos e ainda promove eliminação de cor e odor (HOWE, 2017).
Correção de pH	Nesta etapa ocorre ajuste do pH, os padrões de potabilidade nacional estabelecem amplo intervalo para pH da água tratada (6,0 a 9,0) (BRASIL, 2021).
Fluoretação	Consiste na etapa do tratamento na qual se objetiva inserir determinada concentração de fluoreto à água tratada por meio da aplicação de compostos de flúor. A finalidade é proporcionar uma medida segura e econômica de auxiliar na prevenção da cárie dentária (LIBÂNIO, 2010).

Fonte: Autoria Própria (2020).

3.1.2 Geração de lodo nas ETAs

Durante o tratamento de água nas estações de tratamento são gerados diversos resíduos, sendo que os pontos onde ocorre a formação do lodo em uma ETA convencional podem ser visualizados na Figura 1.

Figura 1 – Pontos de geração de resíduos em uma ETA convencional.



Fonte: Adaptado de REALI (1999).

De acordo com Howe (2017), geralmente de 3 a 5% do volume da água bruta que entra em uma estação de tratamento de água convencional é convertido em resíduo. Di Bernardo e Dantas (2005), relatam que em uma ETA convencional a maior quantidade de resíduo, em teores mássicos, se encontra nos decantadores, etapa onde ocorre a maior parte da separação sólido/líquido.

Richter (2001) reforça ainda que os lodos são gerados principalmente na etapa de decantação ou flotação, e na água de lavagem dos filtros. Sendo que de acordo com os dados apresentados, a porcentagem de lodo pode variar de 0,2 a 5 % do volume de água tratada na estação e, esse valor está diretamente relacionado com os produtos e a metodologia utilizada, bem como as condições físico-químicas da água, pois para cada $mg.L^{-1}$ de dureza removida da água bruta serão formados 2 a 3 $mg.L^{-1}$ de lodo.

Para Reali (1999) a qualidade da água a ser tratada influencia significativamente na quantidade de lodo em uma ETA e alguns valores de produção de resíduos em função da fonte de captação é apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 – Impacto da qualidade da água bruta na produção de resíduos.

Origem da água bruta	Faixa de produção de lodo (g de sólidos secos/m³ de água tratada)
Água de reservatório com boa qualidade	12-18
Água de reservatório com média qualidade	18-30
Água de rios com qualidade média	24-36
Água de reservatório com qualidade ruim	30-42
Água de rios com qualidade ruim	45-54

Fonte: Adaptado Reali (1999).

Anualmente, o Brasil é responsável pela produção de, aproximadamente, 4 milhões de toneladas de lodo de ETA (SILVA, 2011).

3.1.3 Características gerais dos lodos em ETA

Os lodos gerados no processo de tratamento de água possuem características diferentes, variando em função da tecnologia empregada na ETA, dos produtos químicos utilizados e da qualidade da água bruta. A adição de agentes de purificação na água durante o tratamento pode fazer com que o lodo seja rico de alumínio e ferro (DI BERNARDO, 2012; ODIMEGWU et al., 2018).

O resíduo gerado é constituído basicamente de água, sólidos originalmente contidos na água bruta e produtos resultantes dos reagentes químicos empregados no processo de tratamento, como os produtos de coagulante (hidróxido de alumínio ou de ferro), de modo que contém, normalmente, as duas classes de substâncias: inorgânicas e orgânicas (RICHTER, 2001; MIROSLAV, 2008).

Para Howe (2017), os resíduos provenientes dos processos de tratamento de água podem incluir ainda: bactérias patogênicas e vírus, cistos de *Giardia* e ocistos de *Cryptosporidium*, turbidez/partículas, subprodutos de desinfecção, matéria orgânica natural, compostos orgânicos sintéticos, compostos causadores de sabor e odor, íons metálicos e outros componentes tóxicos.

O lodo é composto por uma fase sólida e uma fase líquida, sendo que a fração de sólidos totais no lodo de tanques de decantação varia entre 1.000 a 40.000 mg.L⁻¹ (0,1 a 4%) e entre 40 a 1.000 mg.L⁻¹ (0,004 a 0,1 %) na água de lavagem dos filtros. Aproximadamente, 75 a 90 % dos sólidos totais são sólidos suspensos e 20 a 35 % são

sólidos voláteis. Geralmente o teor de umidade dos lodos de ETA é superior a 80 % em peso (RICHTER, 2001; TANTAWY, 2014).

As propriedades do lodo removido nas unidades de decantação dependem do tipo e dose de coagulante adotado, sendo que geralmente possuem alto teor de umidade e matéria orgânica (CORDEIRO, 1999). As coagulações com sulfato de alumínio resultam em um lodo de coloração marrom, de fácil sedimentação, porém sua baixa compactilidade gera um grande volume. Sendo que a quantidade de coagulante utilizado está relacionada com as condições da água bruta. Os lodos gerados por meio de coagulantes férricos apresentam características similares, porém têm a coloração marrom-avermelhada (RICHTER, 2001; REALI, 1999).

As características químicas e físicas dos lodos, ainda podem ser alteradas em função do solo e das condições climáticas onde se encontra o manancial de captação, pois a quantidade requerida de coagulante em época de chuva é maior, devido à quantidade de sólidos e contaminantes que aumentam na água (CORDEIRO, 2001).

O tratamento de águas pode resultar em mudanças na produção de lodo em termos de quantidades e suas características. Isso pode ocorrer devido a mudanças consideráveis na qualidade da água bruta e/ou variação na natureza, bem como dosagem de produtos químicos utilizados no tratamento processos (SALES, 2011).

Na Tabela 3, verifica-se que diversos trabalhos realizaram a caracterização do lodo de ETA, em relação ao teor de sólidos totais, fixos e voláteis, sendo que ambas utilizavam coagulantes à base alumínio.

Tabela 3 – Valores de sólidos totais, fixos e voláteis de lodos de ETAs disponíveis na literatura brasileira. (continua)

Autor (ano)	Local de Estudo	% Sólidos totais	% Sólidos fixos	% Sólidos voláteis
Richter (2001)	*	0,1– 4,0	75-90	20 -35
Araújo (2006)	Recife - PE	-	70	30
Souza; Filho (2017)	Várzea Grande - MT	0,062 - 0,641	90,514– 99,082	0,918 – 9,486
Fernandez et al., (2018)	Curitiba - PR	12,8	64,4	35,7

Tabela 3 – Valores de sólidos totais, fixos e voláteis de lodos de ETAs disponíveis na literatura brasileira. (conclusão)

Autor (ano)	Local de Estudo	% Sólidos totais	% Sólidos fixos	% Sólidos voláteis
Gonçalves et al., (2018)	Porto Alegre – RS	3,30 **	76,06 **	23,94 **

*Por se tratar de um livro, é um levantamento geral e não estudo de caso específico.

** Valores referem-se ao lodo denominado A no trabalho.

Fonte: Autoria própria (2020).

A Tabela 4 apresenta a composição de lodos de ETA determinada por fluorescência de raios-x em diversos estudos realizados nas regiões sul e suldeste do Brasil. Com essas informações, é possível observar que a composição química dos lodos varia em relação aos teores de óxidos de um lodo para outro. Contudo, nota-se que os maiores percentuais que constituem esse resíduo são os compostos contendo sílica, alumínio e ferro.

Tabela 4 – Composição percentual de óxidos do lodo de ETA, disponíveis na literatura brasileira.

Autor (ano)	Gastaldini et al., (2015)	Andrade et al., (2018)	Fernandez et al., (2018)	Portella et al., (2003)	Oliveira; Machado; Holanda (2004)	Paixão et al., (2008)
Local	Rio Grande do Sul	Rio Grande do Sul	Paraná	Paraná	Rio de Janeiro	Minas Gerais
Lodo	Calcinado a 600 °C	Seco a 110 °C	In natura	In natura	Seco	Seco a 110 °C
SiO₂	66,2 %	40,5 %	18,56 %	12,75 %	35,92 %	12,6 %
Al₂O₃	17,7 %	28,5 %	33,98 %	20,80 %	31,71 %	8,6 %
Fe₂O₃	8,76 %	9,5 %	0,62 %	7,58 %	12,79 %	73,0 %
CaO	0,57 %	0,3 %	0,63 %	0,36 %	0,10 %	5,2 %
MgO	0,96 %	0,4 %	-	0,42 %	0,37 %	0,5 %
SO₃	-	0,7 %	3,60 %	-	-	-
Na₂O	0,32 %	0,1 %	-	0,10 %	0,06 %	-
K₂O	1,16 %	0,4 %	-	0,27 %	0,58 %	-
MnO	0,13 %	0,1 %	0,09 %	-	0,09 %	-
TiO₂	0,86 %	1,0 %	0,12 %	0,68 %	1,10 %	-
P₂O₅	0,33 %	-	-	0,69 %	0,35 %	-
CuO	-	-	-	-	-	0,1 %
P.F	3,37 %	18,23 %	42,40 %	5,23 %	16,93 %	-

P.F: Perda ao fogo
- : não determinado

Fonte: Autoria própria (2020).

Essas variações nos valores dos parâmetros analisados, Tabelas 3 e 4, são comuns, pois de acordo com Ahmad (2016), os lodos gerados nas ETAs podem apresentar variação de suas propriedades físicas, químicas e biológicas, principalmente em função das características da água bruta, dos aditivos químicos utilizados no tratamento, dos processos envolvidos e do solo da região. A influência que o coagulante utilizado ocasiona na composição do lodo de ETA pode ser observada ao comparar as porcentagens de óxidos obtidos por Paixão et al., (2008) em relação aos dos demais autores da Tabela 4. Percebe-se uma maior concentração de Fe_2O_3 , consequência da não utilização de sulfato à base de alumínio, mas sim de ferro.

Vale ressaltar que as características dos lodos de ETAs também são influenciadas pelos períodos de chuva e secas, como Barbosa et al., (2000) identificaram em seus estudos. Por isso, é necessário realizar a caracterização dos lodos para determinar seu melhor destino ou aplicação.

3.1.4 Problemática do lodo no Brasil

A disposição final adequada para o lodo de uma estação de tratamento de água é trabalhosa, pois este procedimento apresenta restrições ambientais e geralmente envolve um custo elevado para sua realização (RICHTER, 2001).

Apesar da vigente legislação ambiental no Brasil, o lançamento do lodo de ETA nos cursos de água ainda continua sendo amplamente realizado pelas estações, devido ao seu baixo custo. Apenas quando o corpo receptor é capaz de absorver a carga poluidora este procedimento pode ser viável, contudo são casos específicos e dependem de estudos adequados (LIBÂNIO, 2016).

No Brasil o lançamento de efluente líquidos nos corpos de água é regulado pela Resolução CONAMA 430, de maio de 2011. Sendo que a Lei Federal 9433, de janeiro de 1997, que Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, estabelece que o lançamento indiscriminado dos resíduos nos recursos hídricos é submetido ao regime de outorga, podendo receber ou não autorização. De acordo com a Lei dos Crimes Ambientais, mas precisamente a Lei Federal 9605, de fevereiro de 1998, se ocorrer lançamento de resíduos sólidos em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamento é passível de punição criminal, civil e administrativa.

Em função das consequências que o resíduo de ETA apresenta e tendo em vista que este é produzido diariamente, tornam-se essenciais estudos que investiguem suas características, bem como possíveis alternativas de reciclagem e descarte do mesmo.

No Brasil a maioria dos municípios realiza o tratamento de água pelo método convencional, sendo poucos os que usam outro processo de tratamento (IBGE, 2017). Isso indica que, diariamente, um montante de lodo é gerado no país, sendo o gerenciamento adequado desse resíduo um problema. Na Tabela 5, pode-se observar a quantidade de municípios geradores de lodo de ETA convencional, juntamente com a gestão que o lodo de cada região do Brasil recebe.

Tabela 5 – Número de municípios, por região, conforme o gerenciamento do lodo gerado em ETAs no Brasil.

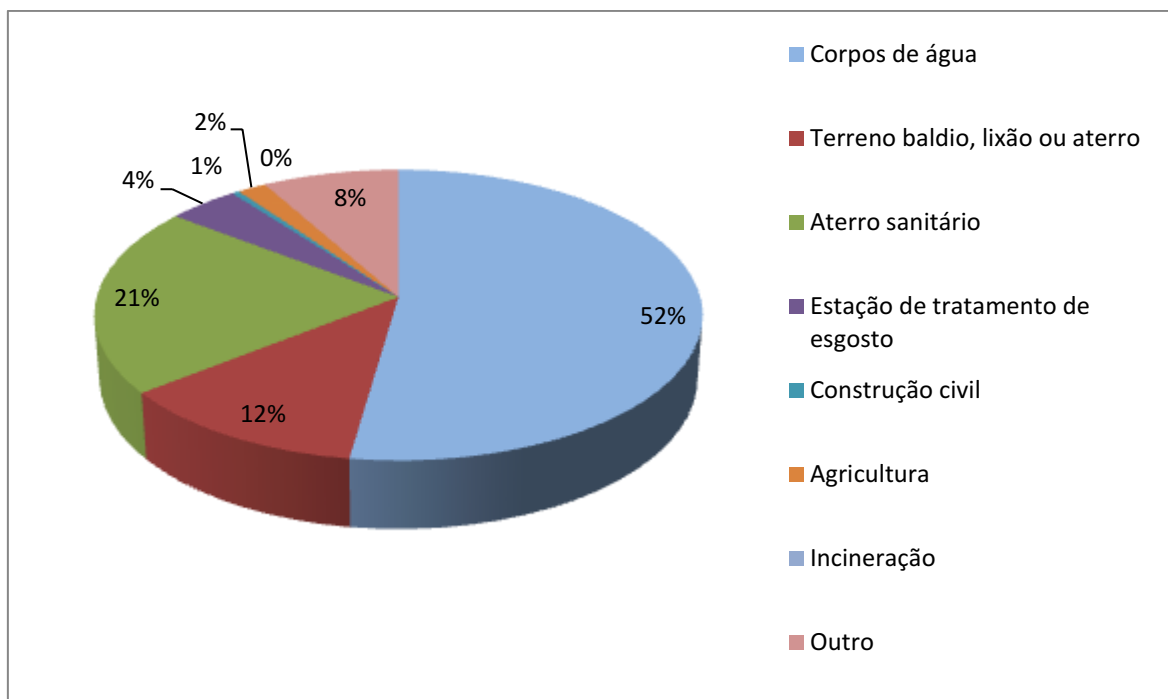
Número de municípios					
Região					
Gestão do lodo gerado em ETA	Norte	Nordeste	Sudeste	Sul	Centro-Oeste
Corpos de água	91	237	334	270	98
Terreno baldio, lixão ou aterro	11	147	33	24	23
Aterro sanitário	4	141	90	171	8
Estação de tratamento de esgoto -ETE	4	9	55	9	7
Construção civil	1	5	1	2	-
Agricultura	-	16	7	10	1
Incineração	-	-	-	-	-
Outro	16	30	58	44	13

- Nada consta.

Fonte: Adaptado de IBGE (2017).

As porcentagens do destino que os lodos recebem, em escala nacional, podem ser observadas na Figura 2.

Figura 2- Porcentagem do destino de lodos gerados em ETAs convencionais no Brasil.



Fonte: Adaptado de IBGE (2017).

Pela Figura 2 verifica-se que os corpos hídricos, mesmo com todas as regulamentações, ainda são responsáveis por receber cerca de 50 % do lodo de ETA gerado no país. Esta disposição irregular causa diversos impactos prejudiciais ao meio ambiente.

A destinação do lodo em terreno representa cerca de 12 %, mas este método pode ser prejudicial ao solo e plantas, podendo haver contaminação do ambiente com metais que estão presentes no resíduo (LIBÂNIO, 2016; RICHTER, 2001).

A disposição em aterros sanitários, ainda que sendo viável ambientalmente em parte, é significativamente menor do que quando comparada com a disposição em cursos de água que extremamente mais danosa. Contudo, a pequena porcentagem de 21 % está relacionada com seu custo de implantação e, por isso, geralmente é a última a ser considerada (LIBÂNIO, 2016). De acordo com Paula (2010), esta alternativa além de ser custosa, não é sustentável em longo prazo, pois colabora para diminuir o tempo de vida útil dos aterros sanitários públicos que também são utilizados para resíduos sólidos urbanos.

Pode observar-se que cerca de 4 % do lodo de ETA esta sendo encaminhado para estações de tratamento de esgoto (ETE), no entanto de acordo com Libânio (2016) essa técnica apenas transfere a responsabilidade da estação de tratamento água pra a estação de tratamento de esgoto. Porém, ainda é uma solução vantajosa operacionalmente, uma vez

que lodos contendo hidróxidos de alumínio podem melhorar as características do sobrenadante de ETE.

A utilização de incineração não é observada, isso está relacionado ao baixo teor calórico que este resíduo apresenta e ao elevado custo da operação, sendo um método dispendioso que não resolve integralmente o problema. Ao final do processo são geradas cinzas que ainda necessitam de uma disposição adequada (SILVA, 2011).

Apenas 3% do lodo está sendo reaproveitado de alguma forma, ou na agricultura ou construção civil. Estas porcentagens indicam claramente que medidas devem ser tomadas, de forma que o cenário atual possa ser alterado, diminuindo os impactos ambientais ocasionados pela gestão incorreta dos resíduos gerados em estações de tratamento de água e promovendo uma forma de reaproveitar o lodo.

No entanto, mesmo havendo a NBR ISSO 24512 (2012), que estabelece diretrizes para as atividades relacionadas aos serviços de água potável e de esgoto, é observado que falta o cumprimento da regulamentação.

3.1.5 Alternativas de reaproveitamento do lodo

É um grande desafio ambiental a disposição final de lodo excessivo produzido no processo de tratamento de água, que geralmente são descarregados em corpos de água ou descartados em aterros (Ooi et al., 2018). Vários estudos tem buscado identificar alternativas para tratamento, reutilização e disposição viável, do lodo. Porém existem muitas variáveis para que possa ser determinada as melhores opções de reutilização do lodo, como as características do lodo ao longo do ano, logística, viabilidade econômica e ambiental. A seguir, na Tabela 6, são apresentadas algumas tecnologias de tratamento e reaproveitamento para o lodo de ETA.

Tabela 6 - Tecnologias de tratamento e reaproveitamento do lodo de ETA.

(continua)

Técnica	Descrição
Aplicação no solo	Esta técnica compreende o espalhamento do lodo diretamente no solo que pode ser utilizado na agricultura, ajudando na retenção de umidade. Mas devido à presença de coagulantes no resíduo a base de alumínio, metal que demonstra capacidade de adsorver fósforo e, portanto diminui a produtividade do solo, dificultando a assimilação de fósforo pelas raízes das plantas.

Tabela 6 - Tecnologias de tratamento e reaproveitamento do lodo de ETA.

(conclusão)

Técnica	Descrição
Aplicação no solo	Outras desvantagens são a baixa aceitação de produtores rurais, a possibilidade de contaminação do solo e do lençol freático por metais contidos no lodo (LIBÂNIO, 2016; RICHTER, 2001).
Incineração	É uma alternativa pouco praticada devido ao baixo teor calórico e apresenta elevado custo (LIBÂNIO, 2016). Compreende a um processo térmico, que dependendo das variáveis: temperatura, pressão e tempo de condicionamento, possibilita uma eliminação de água e volatilização de matéria orgânica e, portanto, reduz o volume de resíduo, porém ao final do processo ainda sobra material (PAULA, 2010).
Recuperação de coagulantes	Esse procedimento proporciona uma redução significativa no volume de lodo para disposição final. Esta técnica sugere a reutilização dos lodos de ETA, realizando a remoção de coagulantes remanescentes no resíduo para reutilização (RICHTER, 2001; JANGKORN et al., 2011).
Estabilização e solidificação (E/S)	É uma técnica de tratamento e disposição de resíduo e consiste em imobilizar o resíduo dentro de uma matriz solidificada, com grande integridade estrutural, garantindo que o resíduo permanecerá imobilizado mecanicamente em sua estrutura (PINTO, 2005). A utilização de lodo como matéria-prima na fabricação de cerâmicas, argamassas, concretos, entre outros, são exemplos de E/S.

Fonte: Autoria própria (2020).

3.2 Tecnologia de estabilização e solidificação e (e/s) de resíduos sólidos

A estabilização e a solidificação são processos que permitem o melhoramento do manuseio e das características físicas do resíduo ou ainda limitar a solubilidade de constituintes perigosos dos resíduos. Essa técnica de E/S é altamente recomendada para o tratamento de alguns resíduos específicos, que possuem limitações para sua disposição final adequada, pois outros tratamentos podem apresentar limitações técnicas e/ou econômicas (EPA, 1989).

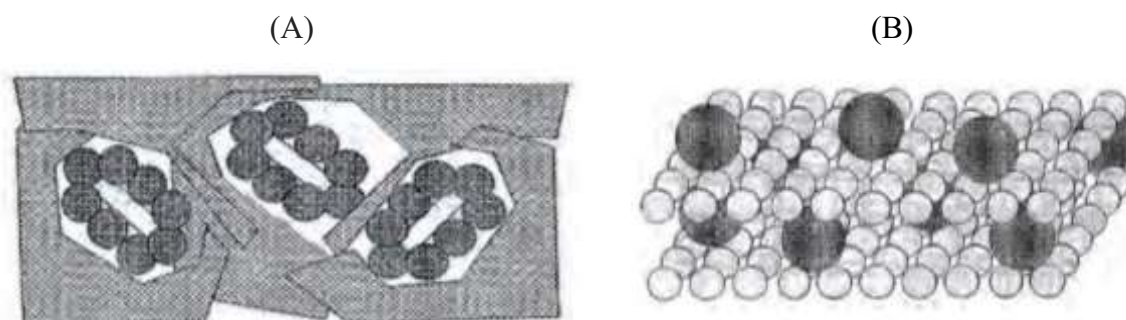
De acordo com a EPA – *Environmental Protection Agency* dos Estados Unidos, a estabilização refere-se ao procedimento que reduz o potencial de risco de um resíduo, convertendo os contaminantes em formas menos solúveis, móveis ou tóxicas. O estado físico e as características dos resíduos não são necessariamente alterados pela estabilização (EPA, 1999). Isso porque a imobilização de resíduos no processo E/S pode envolver meca-

nismos físicos, químicos, ou a combinação de ambos. A estabilização física altera o estado físico do material, mas não necessariamente causa ligação química dos constituintes do resíduo. Enquanto que a estabilização química modifica as características químicas do resíduo, transformando-os em formas menos solúveis em água (BRITO; SOARES, 2009).

Já a solidificação, consiste em encapsular o resíduo formando um material sólido. O encapsulamento pode ser microencapsulamento ou de macroencapsulamento. A solidificação de resíduos constituídos por partículas finas, menores ou igual a 2 mm, é denominado de microencapsulamento, já quando é aplicado para grandes blocos ou container de resíduos é chamado de macroencapsulamento. A solidificação pode ocorrer mecanicamente ou por uma reação química entre os contaminantes e os aditivos (EPA, 1999).

Durante a solidificação, ocorre o encapsulamento físico e fixação química dos contaminantes na matriz sólida gerada. No encapsulamento físico (adsorção), a porosidade será substancialmente reduzida, impedindo o contato do resíduo com a superfície do material solidificado e a infiltração de água para o interior não ocorre, de modo que a lixiviação do material é limitada apenas à superfície produto final solidificado. Na fixação química, os contaminantes serão ligados na estrutura cristalina ou na matriz sólida gerada. A Figura 3 ilustra os mecanismos de adsorção física e fixação química.

Figura 3 - Mecanismos de adsorção física (A) e de fixação química (B) na técnica E/S.



Fonte: Adaptado de Mayer e Sussa (2020).

A migração de contaminantes na técnica E/S é restringida porque ocorre a diminuição da área superficial exposta à lixiviação e/ou o isolando os resíduos dentro de uma cápsula impermeável (EPA, 1999; CONNER, 1998).

Portanto, de acordo com Brito (2017), estabilização e solidificação consistem em duas fases, em que uma completa a outra. Sendo uma denominada de solidificação, que

gera um material sólido e tem o propósito de encapsular o resíduo, não necessariamente envolvendo reação química entre os aglomerantes e contaminantes. E outra, denominada de estabilização promove a redução do potencial de poluição do resíduo, por meio de diminuição de solubilidade e mobilidade do material.

Os processos de E/S podem ser divididos em dois grupos: inorgânicos e orgânicos. No entanto, há sistemas que realizam a combinação dos dois. Os processos inorgânicos levam agentes ligantes inorgânicos, como cimento e materiais pozolânicos, que são constituídos por sílicas e materiais de aluminossilicato. Exemplo comum de pozolanas são cinzas volantes, pedra-pomes, poeiras de fornos de cal e explosões, escória de fornos que sozinhos não exibem substâncias cimentícias, porém quando combinados com cal ou cimento e água à temperatura ambiente formam materiais com estas propriedades. Na E/S orgânica os agentes ligantes são orgânicos, como polímeros, termoplásticos (por exemplo: asfalto ou polietileno) e termofixantes (EPA, 1989; BRITO; SOARES, 2009).

Para verificar a efetividade da técnica E/S são realizados ensaios, de acordo com as normas vigentes, que permitem verificar as propriedades físicas e químicas do material produzido. No Brasil, utiliza-se uma série de normas estabelecida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Geralmente, as propriedades físicas averiguadas consistem no teste de resistência mecânica, permeabilidade e durabilidade; enquanto quimicamente, são verificadas a solubilização e lixiviação de contaminantes (MELCHERT, 2012).

Uma das aplicações mais importantes da tecnologia E/S é no tratamento de resíduos perigosos que contenham metais tóxicos. A técnica imobiliza metais, ligando-os a um sólido que é resistente à lixiviação usando aglutinantes (YILMAZ; UNLU; COKCA, 2003).

3.2.1 Tecnologia de E / S a base de cimento

A estabilização / solidificação à base de cimento é um processo inorgânico. Além da imobilização química, os processos E / S à base de cimento oferecem potencial de aprisionamento físico para condicionamento de materiais tóxicos. O aprisionamento físico é realizado através do encapsulamento de resíduos com ligante. Os resíduos são misturados com cimento Portland e pode ser adicionada água à mistura, se não estiver já presente no material residual, para garantir a reações de hidratação adequadas necessárias para a

ligação do cimento. Normalmente, hidróxidos de metais são formados, que são muito menos solúveis do que outras espécies dos metais. Os produtos finais podem variar dependendo da quantidade de reagente adicionado e os tipos e quantidades de resíduos estabilizados / solidificados (EPA, 1989).

Diversas substâncias podem afetar significativamente a hidratação do cimento. Assim, a combinação do resíduo com o cimento é importante para evitar efeitos de interferência que podem comprometer o tratamento. Há maneiras de avaliar a interação entre o cimento e os contaminantes por meio de técnicas analíticas, como análise de espectroscopia por dispersão de energia de raios-X (EDS), microscopia eletrônica de varredura (MEV), difração de raios-x (DRX). E também fisicamente, por meio de compressão mecânica (SPENCE; SHI, 2004).

Para Li et al., (2001) os contaminantes dos resíduos podem reagir de uma ou mais das seguintes maneiras: adsorção, quimisorção, precipitação, troca iônica, passivação, complexação superficial, microencapsulamento, macroencapsulamento e incorporação química no sistema de cimento hidratado. Chen e colaboradores (2005) destacam que durante a solidificação os íons metálicos tóxicos são fixados no cimento hidratado.

Em geral, a E / S de contaminantes utilizando como aglomerante o cimento, é bem eficaz para resíduos inorgânicos, mas não para orgânicos. Os compostos orgânicos até podem interagir quimicamente com o cimento, mas não são efetivamente imobilizados. Isto significa que, normalmente, o material orgânico não é compatível com o cimento (SPENCE; SHI, 2004).

De acordo com Shi e Jiménez (2006), a E / S de resíduos com cimento inclui três aspectos importantes: a fixação química de contaminantes (interações químicas entre os produtos de hidratação do cimento e dos contaminantes), a adsorção física dos contaminantes na superfície dos produtos de hidratação do cimento e o encapsulamento físico de resíduos (baixa permeabilidade das pastas endurecidas). Sendo que os dois primeiros aspectos dependem da natureza dos produtos de hidratação e dos contaminantes, e o terceiro está relacionado com as características da estrutura dos poros da pasta.

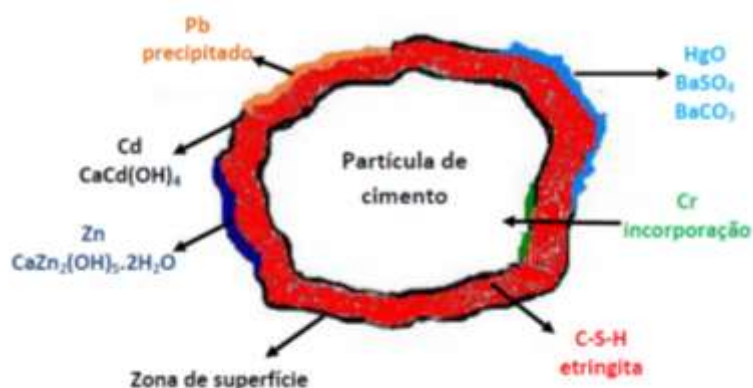
O encapsulamento físico de contaminantes é extremamente importante para restringir a circulação de contaminantes livres para o ambiente. A relação água / cimento deve ser limitada a um intervalo específico, de modo que minimize ao máximo a quantidade de água utilizada (SHI; SPENCE, 2004).

A fixação química de contaminantes também é um aspecto importante durante a estabilização de um resíduo contendo metais. A alta alcalinidade do cimento hidráulico

precipitará íons de metais pesados como hidróxidos. O principal produto de hidratação da maioria dos cimentos são os silicatos de cálcio hidratado que desempenham um papel importante na fixação química de contaminantes devido à sua composição química (SHI; SPENCE, 2004).

Conner (1990), em seu estudo de tratamento de resíduos sólidos industriais contendo metais, utilizou como aglutinante o cimento, e para exemplificar a retenção e aprisionamento dos contaminantes, ilustrou como ocorre a técnica E/S na partícula de cimento, Figura 4.

Figura 4 – Hidratação do cimento e o aprisionamento de contaminantes.



Fonte: Adaptado de Conner, 1990.

Na Figura 4, verifica-se que o cromo (Cr^{3+}) é incorporado no interior do composto, especialmente no interior dos silicatos de cálcio hidratado (C-S-H). Enquanto que o óxido de mercúrio e os sais de bário permanecem na superfície da partícula de cimento, pois com o aumento do pH os cátions de bário (Ba^{2+}) e mercúrio (Hg^{2+}) são convertidos em óxido (HgO) e carbonatos insolúveis (BaSO_4 e BaCO_3). Já os metais: chumbo (Pb^{2+}), cádmio (Cd^{2+}) e zinco (Zn^{2+}) são precipitados na zona de superfície do material hidratado. Os íons de cádmio (Cd^{2+}) e zinco (Zn^{2+}) precipitados reagiram com a portlandita, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, resultando na geração de dois compostos: $\text{CdCa}(\text{OH})_4$ e $\text{CaZn}_2(\text{OH})_5 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (BRITO, 2007).

Segundo Conner (1990), ao se utilizar cimento portland comum para E/S de resíduos sólidos contendo metais, o pH da matriz favorece a conversão de cátions em hidróxidos, óxidos e carbonatos insolúveis, de modo que incorpora os íons metálicos à estrutura cristalina do cimento hidratado.

A seleção de materiais de cimentação para E/S de resíduos deve considerar os seguintes aspectos com base nas características dos resíduos: (1) compatibilidade entre cimento e resíduos, (2) fixação química de contaminantes, (3) encapsulamento físico de resíduos contaminados, (4) lixiviação de contaminantes dos resíduos, (5) durabilidade dos resíduos tratados, e (6) relação custo-benefício de E / S (SPENCE; SHI, 2004).

Comparada com outras tecnologias para resíduos perigosos, a E/S à base de cimento apresenta as seguintes vantagens (SHI; SPENCE, 2004):

- Viabilidade econômica, devido ao baixo custo.
- Eficiência na estabilidade física e química, á longo prazo.
- Compatibilidade com uma variedade de resíduos.
- Eficiente resistência a forças de compressão.
- Material e tecnologia bem conhecidos.
- Disponibilidade das matérias- primas.
- Não toxicidade dos ingredientes químicos.
- Facilidade de implementação do processo (processamento normalmente conduzido à temperatura e pressão ambientes e sem necessidade de equipamentos elaborados).
- Hábil para admitir elevadas cargas de resíduos.
- Alta resistência à biodegradação.
- Baixa solubilidade e lixiviação em água de alguns contaminantes presentes nos resíduos.
- Capacidade dos resíduos se ligarem quimicamente à matriz.
- Características mecânicas e estruturais eficientes.
- Boa autoproteção para resíduos radioativos.
- Longa vida útil do pó de cimento.
- Configuração rápida e controlável, sem sedimentação ou segregação durante a cura.

3.3 Concreto

O concreto é integrante de praticamente todas as construções, de edificações residenciais a grandes obras de infraestrutura, e não há dúvida que permanecerá em uso como um material de construção no futuro (GAGG, 2014). Este material é constituído por cimento, agregado miúdo (areia), agregado graúdo (brita) e água. Pode conter também

aditivos químicos com o propósito de melhorar suas propriedades básicas. Com a mistura desses materiais ocorre o processo de hidratação do cimento e posterior solidificação do concreto, com o cimento atuando como matriz, ligando areia e a brita para formar um material compósito (ABCP, 2013; GAGG, 2014; FUSCO, 2017).

Para Mehta e Monteiro (1994), o concreto pode ser classificado em três categorias: concreto de baixa resistência (com resistência à compressão menor que 20 MPa), concreto de resistência moderada (com resistência à compressão entre 20 e 40 MPa) e concreto de alta resistência (com resistência à compressão acima de 40 MPa).

De acordo com a ABNT NBR 12655 (2015), o preparo do concreto envolve as etapas de caracterização dos materiais componentes, o estudo de dosagem com ajuste e comprovação do traço de concreto. Para a produção do concreto simples é utilizado apenas quatro componentes básicos: cimento, água, pedra e areia. Nas seções seguintes, estas matérias primas serão detalhadas.

3.3.1 Cimento portland

O cimento portland é o material de uso mais amplo na construção civil no mundo, apesar de sua invenção ter ocorrido há mais de um século. De acordo com a ABNT NBR 16697 (2018), o cimento portland refere-se a um ligante hidráulico obtido pela moagem de clínquer Portland, no qual é adicionado, durante a fabricação, a quantidade necessária de uma ou mais formas de sulfato de cálcio e adições minerais nos teores estabelecidos. As características e propriedades do cimento dependem de sua composição (ABCP, 2002; NBR, 2018).

O cimento apresenta uma granulometria extremamente fina com propriedades aglomerantes, aglutinantes ou ligantes, que ao serem hidratados geram a formação da pasta cimentícia, que posteriormente será endurecida. Após este processo, mesmo quando exposto à ação da água novamente, não ocorre a decomposição do material. (FERNANDES, 2012; NBR, 2018).

Apenas 4 elementos são os principais constituintes dos compostos que compõem o cimento: ferro (Fe), alumínio (Al), silício (Si) e cálcio (Ca) (GAGG, 2014). Comumente na área química de estudo do cimento, estes compostos são abreviados, e as nomenclaturas e fórmulas químicas são apresentadas na Tabela 7.

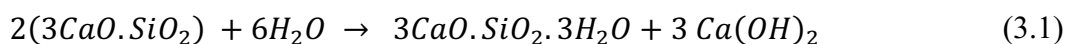
Tabela 7 – Compostos básicos do cimento.

Composto	Fórmula	Abreviatura de acordo com o óxido
Silicato tricálcico	3CaO.SiO ₂	C ₃ S
Silicato dicálcico	2CaO.SiO ₂	C ₂ S
Aluminato tricálcico	3CaO.Al ₂ O ₃	C ₃ A
Ferroaluminato tetracálcico	4CaO.Al ₂ O ₃ .Fe ₂ O ₃	C ₄ AF

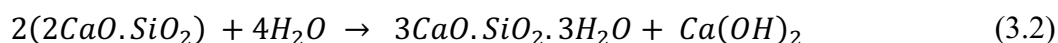
Fonte: Adaptado de Lea (2004).

Os silicatos de cálcio - silicato tricálcico (C₃S) e silicato dicálcico (C₂S).- são fundamentais na composição do cimento, de tal maneira que o comportamento físico de hidratação do cimento é semelhante ao desses compostos isolados. O silicato tricálcico 3CaOSiO₂ (C₃S) é hidratado muito mais rapidamente do que o silicato dicálcico 2CaOSiO₂ (C₂S). Os silicatos são os responsáveis pela pasta de cimento hidratada. Adiante será detalhada cada reação de hidratação (NEVILLE, 2013; NEVILLE, 2016).

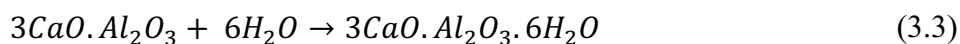
O silicato de tricálcico após a hidratação forma composto hidratado microcristalino, C₃S₂H₃, com a liberação de cal na forma cristalina de hidróxido de cálcio (Ca(OH)₂). Esta reação pode ser observada na equação (3.1) (NEVILLE, 2013; NEVILLE, 2016).



Do mesmo modo, o produto formado na hidratação do silicato dicálcico (2CaOSiO₂) é cal, porém em menor quantidade. A equação (3.2) demonstra a reação (NEVILLE, 2013; NEVILLE, 2016).



A equação (4.3) apresenta outra reação de hidratação do cimento em que o aluminato tricálcico reage rapidamente com água. No entanto, a proporção de aluminato tricálcico na maioria dos cimentos é baixa (NEVILLE, 2013; NEVILLE, 2016).



A termodinâmica das reações possibilita dividir o mecanismo de hidratação em 5 etapas, a partir da determinação do calor de hidratação da pasta de cimento Portland. Essas etapas são: estágio inicial, período de indução, período de aceleração, período de desaceleração e estágio final ou período de reação lenta (JAWED, 1983).

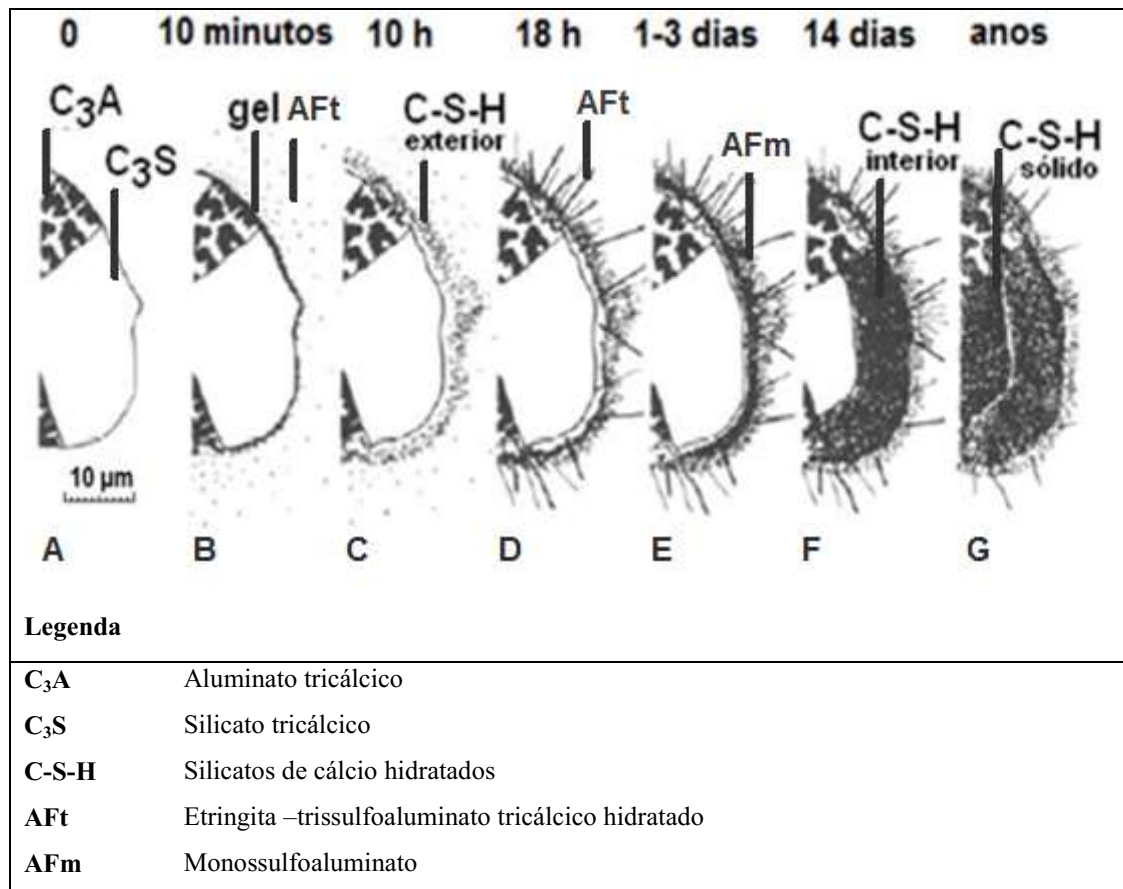
De acordo com Neville (2016), há diferentes recursos que permitem o monitoramento do progresso da hidratação do cimento, tais como:

- a) Quantidade de Ca(OH)_2 na pasta.
- b) Calor de hidratação liberado.
- c) Massa específica da pasta.
- d) Quantidade de água quimicamente combinada.
- e) Total de cimento anidro (com a utilização de análise quantitativa de raios X).
- f) Indiretamente pela resistência da pasta hidratada.
- g) Difração por varredura contínua de raios X de pastas em processo de hidratação.
- h) A microestrutura da pasta também pode ser analisada por meio da imagem de elétrons retroespalhados em um microscópio eletrônico de varredura.

Segundo Paulon e Kirchhen (2011) a hidratação é encerrada quando a água não puder mais chegar às fases não hidratadas ou ainda quando não existe mais água disponível. Os sólidos na pasta de cimento são os produtos das reações de hidratação: silicatos de cálcio hidratado que são denominados de C-S-H, hidróxido de cálcio [Ca(OH)_2], sulfoaluminatos de cálcio (etringita), monossulfatos e grãos de clínquer não hidratados (MEHTA; MONTEIRO, 2014).

A Figura 5 apresenta os principais produtos da hidratação do cimento, bem como, o desenvolvimento microestrutural durante a hidratação do cimento Portland.

Figura 5 - Desenvolvimento da microestrutura durante a hidratação do cimento Portland.



Fonte: Adaptado de Scrivener (1989).

Cada etapa de desenvolvimento da hidratação do cimento Portland é descrita na sequência:

- a) Grão de cimento não hidratado.
- b) O grão na presença da água começa a reagir, alguns C₃A reagem com o sulfato de cálcio na presença de água. Nesse começo da hidratação formam-se laminae de C-S-H na superfície do C₃S e um gel amorfo rico em aluminato na superfície do C₃A, onde aparece curtas hastes nucleadas de AFt (fase de formação da etringita).
- c) Período de aceleração, a reação de C₃S produz C-S-H externo sobre a malha de AFt, deixando 1 µm entre a superfície do grão e a casca de hidratação.
- d) Hidratação secundária de C₃A produzindo o crescimento secundário da AFt. Como consequência da contínua hidratação do C₃S, o produto interno C-S-H começa a se formar dentro da casca de hidratação.

- e) A hidratação de C_3A com AFt na casca interna forma placas hexagonais de AFm (monossulfoaluminato). A contínua formação de produtos internos reduz a separação entre os grãos anidros e casa hidratada.
- f) Formação interna de C-S-H suficiente para preencher o espaço entre o grão e a casca. Nesta fase é observado que os poros são significativamente reduzidos.
- g) O restante do material anidro reage por um mecanismo lento no estado sólido, para formar componentes adicionais, C-S-H (SCRIVENER, 1989).

O principal produto químico no cimento, após sua hidratação, são silicatos de cálcio hidratados (C-H-S), que desempenham função importante para os mecanismos de fixação durante a solidificação de resíduos, e ainda são fundamentais para o desenvolvimento de força no concreto (YILMAZ; UNLU; COKCA, 2003).

3.3.2 Agregados: graúdo e miúdo

É definido como agregado o material granular, geralmente inerte, com dimensões e propriedades adequadas para a preparação de argamassa ou concreto. Segundo Neville (2013), cerca de 75 % do volume do concreto é preenchido pelos agregados. Suas propriedades estão relacionadas com a resistência, durabilidade e desempenho estrutural do concreto.

O agregado graúdo, especificamente para o concreto, refere-se à brita de rocha que passe pela peneira com abertura de malha de 75 mm e fique retida na peneira com abertura de malha de 4,75 mm, atendendo os requisitos da ABNT NBR 7211 (2009). Para o concreto, é utilizada a brita originada de rocha (ABNT, 2011).

A areia é o agregado miúdo empregada no concreto, originada a partir de processos naturais ou artificiais de desintegração de rochas. É chamada de areia natural se resultante de ação de agentes da natureza e de areia artificial quando proveniente de processos industriais. Para ser classificada como agregado miúdo suas partículas devem passar pela peneira com abertura de malha de 4,75 mm e ficarem retidas na peneira com abertura de malha de 150 μ m, para atender os requisitos conforme a ABNT NBR 7211 (2009).

3.3.3 Água

A qualidade da água utilizada é importante, pois suas impurezas podem interferir negativamente na resistência do concreto, podendo ainda ocasionar corrosão. Em geral, a utilização de água potável é segura, mas água não potável também pode ser satisfatória para a produção de concreto, contanto que esteja isenta de produtos nocivos à hidratação do cimento e ácidos orgânicos que comprometem o endurecimento do concreto. O pH da água deve estar entre 5,5 e 9,0 para que atenda o comitê MERCOSUL de normalização NM 137 de 1997 (NEVILLE 2013).

3.3.4 Composição (traço)

Para todos os tipos de estruturas se faz necessário o dimensionamento/dosagem do concreto. Esse processo é utilizado tanto para o concreto usado em uma simples calçada quanto para o concreto utilizado em um prédio, uma ponte ou outras estruturas mais complexas. A dosagem interfere diretamente na vida útil da estrutura. Uma dosagem deficitária causa inúmeros problemas, como fissuras, infiltração, deslocamentos, corrosão das armaduras/ferragens (CUNHA et al., 2017).

A composição, ou traço, é definida como as quantidades expressas, em massa ou volume, dos vários componentes para a fabricação do concreto. Para a determinação do traço, é necessário um conjunto de procedimentos, para que o concreto atenda os requisitos especificados pelo projeto estrutural e pelas condições da obra, de acordo com sua aplicação (ABNT, 2015).

O traço toma como base o cimento e sempre será representado pela unidade 1. Por exemplo, um traço de 1: 6: 2: 0,4 (cimento: areia: brita: água) indica que, para cada uma parte de cimento utilizada, serão empregadas 6 partes de areia, 2 partes de brita e 0,4 parte de água, sejam elas em massa ou em volume, desde que indicada a unidade. Sendo que, um traço em massa tem quantidades de materiais diferentes de um mesmo traço em volume. Isto ocorre devido à diferença de densidade entre os materiais (FERNANDES, 2012).

O método mais utilizado no Brasil para dosagem de concreto segue os procedimentos da Associação Brasileira de Cimento Portland – ABCP, o qual possibilita a partir do conhecimento da resistência requerida para o concreto, determinar a composição de cimento, água e agregados.

3.3.5 Propriedades do concreto no estado endurecido

O concreto no estado endurecido deve obedecer algumas exigências de acordo com o destino/aplicação que o mesmo terá. No entanto, no geral, algumas especificações sempre são necessárias, variando apenas o valor de resposta que o concreto deve ter para cada uso específico (NEVILLE, 2016).

As propriedades mecânicas do concreto, como: resistência a compressão, módulo de elasticidade e resistência a tração, são consideradas propriedades fundamentais para representar a qualidade e as características do concreto. Pois estão diretamente ligadas à estrutura da pasta de cimento (MEHTA; MONTEIRO, 2008; NEVILLE, 2016).

Várias propriedades do concreto estão relacionadas com a resistência mecânica, como: massa específica, absorção de água, porosidade, durabilidade, resistência a sulfatos e entre outras (ABCP, XX; NEVILLE, 2016).

Entre as propriedades mecânicas do concreto, a mais importante é resistência à compressão, ela pode ser definida como a capacidade que o material tem para resistir à tensão sem se romper. Ela é fundamental, já que estruturas de alvenarias são principalmente submetidas à compressão (MOHAMAD, 2007). De acordo com Neville (2016), a resistência à compressão depende essencialmente da relação água/cimento (a/c) utilizada no traço. Para Mehta e Monteiro (2008), o desempenho do concreto às tensões aplicadas depende não apenas do tipo de tensão, mas também da combinação de vários fatores, que incluem propriedade e proporções dos materiais que compõem o traço, o grau de compactação, a porosidade e as condições de cura. O valor de resistência de concreto geralmente é expresso em mega Pascal (MPa) aos 28 dias de idade. Esse período de 28 dias é conhecido como o processo de cura, que tem a finalidade de impedir a evaporação da água empregada no traço, durante o período inicial de hidratação do material cimentício na matriz de concreto. Contudo, outras idades de cura também podem ser adotadas (GAGG, 2014).

A ABNT NBR 8522 (2017) e a ABNT NBR 5739 (2018) são as normas que estabelecem os métodos de ensaios que devem ser realizados nos corpos de provas cilíndricos para a determinação de ruptura do concreto.

Outra propriedade importante do concreto é a absorção de água, já que está diretamente relacionada com a qualidade do concreto e sua durabilidade. Pois quando o concreto é exposto a ambientes agressivos com a presença de agentes externos, como:

água, ácidos, íons agressivos, sulfatos e outros, estes podem ser absorvidos em grandes quantidades, ocasionando ataques danosos ao material (MEHTA; MONTEIRO, 2008).

De acordo com ABNT NBR 9778 (2009), a absorção de água por imersão, representa o acréscimo de massa de um corpo sólido poroso devido à penetração de água em seus poros permeáveis, em relação à sua massa em estado seco. Assim, a absorção de água esta relacionada com quantificação do volume de poros vazios presentes na matriz de concreto, de modo que quanto maior a porosidade das peças, maior sua absorção de água e menor a durabilidade e resistência mecânica do material (FIORITI, 2007).

3.4 Estabilização e solidificação do resíduo de eta em concreto

Para a implementação eficaz da técnica, é fundamental a compatibilidade entre o cimento e o resíduo, o que torna necessária a caracterização dos resíduos antes da aplicação da técnica de E/S (SHI; SPENCE, 2004).

Como já mencionado, a gestão de lodo proveniente de estação de tratamento de água é uma tarefa desafiadora para os profissionais da área. A seguir serão apresentados alguns estudos que exploram o tratamento/reaproveitamento do lodo, como adição ou substituição parcial do cimento e/ou areia na fabricação de matrizes cimentícias, com o intuito de apresentar uma alternativa para reutilização sustentável deste resíduo, e também avaliar a sua solidificação e estabilização.

Chen, Ma e Dai (2010) realizaram a substituição parcial de matéria-prima siliciosa por lodo de ETA para a fabricação de cimento em variadas porcentagens, de 4 % a 10 %. Para realizar o teste de resistência a compressão, as amostras de cimento produzidas foram misturadas com água e posteriormente as pastas passaram pelo processo de cura em tanque com água. Após 28 dias de hidratação, constatou-se que substituições menores a 7% de lodo resultaram em um aumento de resistência nas pastas de cimento, em relação ao de referência (sem substituição de matéria-prima por lodo). Os autores verificaram também, que os íons metálicos (Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) presentes no lodo foram completamente incorporados nos clínqueres, não sendo detectados nos lixiviados por até 28 dias.

Em seu estudo, Frías et al., (2014) avaliaram as propriedades pozolânicas e termodinâmicas das cinzas de lodo calcinado a 600 °C, de uma ETA localizada na Venezuela. Avaliando também, seu comportamento quando empregado em matrizes de cimento. Na caracterização foi verificado que o lodo possui propriedades pozolânicas, com

uma natureza silício-aluminosa com um alto teor de Fe_3O_3 . Verificou-se também, que a adição de 15 % de lodo à pasta de cimento elevou a demanda de água em 50 % e resultou em uma redução de resistência a compressão de 16 %, para pastas com 28 dias de cura. Porém, mesmo com a perda da resistência, todas as pastas de cimento estavam acima dos requisitos especificados da norma europeia existente.

Gastaldini et al., (2015) investigaram o uso de cinzas de ETA como substituinte do cimento na fabricação de concreto. A calcinação das cinzas foi realizada nas temperaturas de 400, 500, 600 e 700°C. Os autores realizaram em uma parte do trabalho a substituição do cimento Portland por cinzas de lodo de ETA para fabricação de concreto, variando as porcentagens em 5%, 10%, 15%, 20%, 25% e 30 %. Como resultado, observaram que a substituição parcial das cinzas de lodo da ETA por cimento resultou no aumento da resistência à compressão quando comparado com o concreto de referência (cimento Portland 100%), aos 7 e 28 dias. Exceto para a mistura com 5% de cinza de lodo aos 7 dias. Ademais os autores concluíram que o mesmo nível de resistência à compressão observado no concreto referência pode ser obtido com reduções de consumo de cimento variando de 37 a 200 kg de cimento por m^3 de concreto, dependendo das características das cinzas de lodo da ETA usada e da quantidade de força requerido.

Tafarel et al., (2016) avaliaram as propriedades do concreto com a incorporação de lodo de estação de tratamento de água. Foram confeccionados corpos de prova de concreto com teores de 5% e 10% de lodo úmido de ETA à base de alumínio em substituição à areia. Obtiveram como resultado satisfatório apenas a amostra com 5% de lodo, pois a resistência à compressão de 15,5 Mpa aos 28 dias apresentou apenas uma perda de resistência próxima a 11% em relação ao concreto referência. A inclusão de 5 % e 10 % de lodo acarretou em um aumento na absorção de água de 12 e 32 %, respectivamente. Com isso, os autores concluíram que o concreto confeccionado com substituição de 5% de agregado miúdo por lodo de ETA pode ser utilizado com finalidade não estrutural, se consideradas apenas as propriedades mecânicas do material.

A substituição da areia em variadas proporções (0 %, 5 %, 7 % e 10 %) por lodo de ETA úmido em relação a massa de areia natural para a fabricação de concreto, foi analisada por Ramirez et al., (2017). A partir dos resultados obtidos, os autores constataram que a incorporação do lodo úmido reduz a resistência do concreto. Contudo, do ponto de vista técnico, um nível de substituição de até 5% para aplicações em concreto é adequado, desde que não seja concreto estrutural.

Andrade et al., (2018) também realizaram a substituição de areia em diferentes níveis (2,5 %, 5%, 7,5 % e 10 %) por cinzas de lodo de ETA, calcinado em 600°C, para fabricação de argamassas explorando as propriedades mecânicas, durabilidade e microestrutura das amostras. Após estudo, ficou evidente que a inclusão de lodo aumenta a porosidade das argamassas e que a absorção de água aumentou com o aumento da substituição de lodo, influenciando toda a estrutura física e mecânica das peças. Contudo, os resultados mostraram ser satisfatórios para argamassa com até 5 % de lodo, considerando que atende o valor de resistência especificado na norma brasileira ($> 0,2$ Mpa aos 28 dias).

A viabilidade da substituição do cimento por lodo de estação de tratamento de água na produção de peças de concreto para pavimentação intertravada foi analisada por Fernandez et al., (2018). Neste estudo, averiguaram também a influência da umidade do lodo na qualidade do concreto, as peças de concreto para pavimentação intertravada foram produzidas com teores de 2,5%, 5,0% e 7,5% de lodo no estado natural e 5,0% de lodo seco, substituído o cimento. Os resultados mostraram que a secagem prévia do lodo acarretou em uma melhor trabalhabilidade comparando-se ao lodo úmido, também observaram que o índice de 2,5% de lodo adicionado atende os requisitos da NBR 9781 e o índice de 5,0% de lodo úmido e seco apresenta valores muito próximos ao exigido pela normatização, e que, portanto teores de até 5,0% de adição não geram alterações significativas nas propriedades do concreto, indicando a aplicabilidade da adição do lodo em peças de concreto para pavimentação intertravada, desde que limitada a teores baixos. Esses resultados estão de acordo com os obtidos anteriormente por Hoppen et al., (2005) em um procedimento parecido, que não avaliou a interferência do lodo seco.

Godoy et al., (2019) investigaram o potencial do uso de lodo de ETA, localizada no sul do Brasil, para o desenvolvimento de material cimentício suplementar. O lodo foi calcinado a 600 e 800 °C. Após estudos, verificou-se que o lodo é composto principalmente por SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 . As amostras calcinadas a 600 °C demonstraram desempenho mais promissor para o emprego como material cimentício suplementar, sendo equivalente a um pozolana.

Alexandre e Luz (2020), analisaram as propriedades das pastas de cimento Portland com a incorporação de lodo de estação de tratamento de água, substituindo o cimento por lodo nas porcentagens de 10% e 20 %. Foi observada uma maior formação de etringita nas amostras contendo lodo de ETA, que influenciou negativamente o comportamento mecânico, pois a resistência mecânica foi menor a medida que houve o aumento da

incorporação de lodo. Contudo, a pasta de cimento com a incorporação de 20 % de lodo ainda atendeu os padrões de resistência exigidos. Os resultados também confirmaram a incorporação dos compostos oriundos do lodo de ETA na matriz cimentícia.

Em seus estudos, González et al., (2020), empregaram cinzas de lodo de estações de tratamento de água em argamassas, substituindo cimento por cinzas de lodo, com as porcentagens de 10% e 30 %. Na caracterização das cinzas do lodo identificaram um potencial de atividade pozolânica, pois 90 % de sua composição é de SiO_2 , Al_2O_3 e Fe_2O_3 . A melhor condição encontrada foi a utilização de 10% de cinzas de lodo (obtidas com 600°C), que apresentou uma resistência à compressão semelhante ao cubo de argamassa referência (100 % cimento Portland). Os autores constataram que as cinzas de lodo de estações de tratamento de água podem ser consideradas uma alternativa sustentável e viável para construção.

3.4.1 Conclusões da revisão

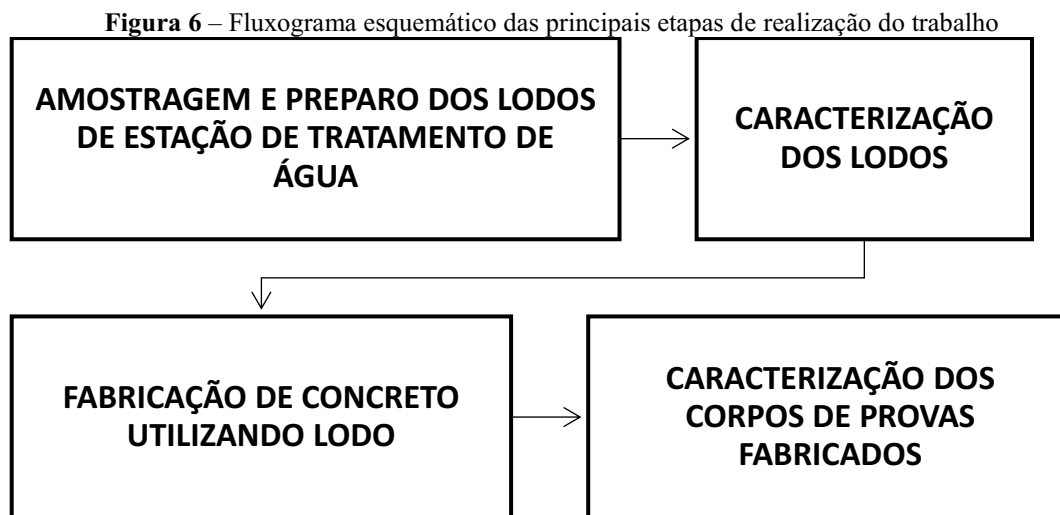
É notável que o emprego do lodo de ETA no concreto indica uma alternativa segura e viável de aproveitamento deste resíduo. Os estudos apresentados acima conseguiram determinar concentrações ideais de incorporação de lodo em matrizes cimentícias, sem que houvesse a perda significativa da qualidade do material produzido, de modo que atendessem as regulamentações e não ocasionassem efeitos negativos ao meio ambiente.

Contudo, é perceptível a ausência de estudos que avaliem com maior abrangência a combinação de determinados parâmetros que podem ser responsáveis pelos resultados obtidos, como por exemplo: a modificação das características do lodo conforme a localidade da ETA em que foi gerado e a influência do tratamento térmico no resíduo, com posterior avaliação desses fatores nas matrizes cimentícias, produzidas com este resíduo.

Além disso, o lixiviado e solubilizado dessas peças de concreto requerem uma maior importância, pois é uma maneira de avaliação da eficiência de retenção dos metais, confirmando a estabilização e solidificação dos contaminantes do resíduo no concreto. Também ocorre a necessidade da determinação das porcentagens ideais de incorporação do lodo, aumentando a quantidade de resíduo no traço do concreto, de modo que essa alternativa seja capaz de atender a demanda de lodo de ETA que é gerado diariamente.

4 METODOLOGIA

As principais etapas da metodologia utilizada neste trabalho são ilustradas no fluxograma, Figura 6.



Fonte: Autoria própria (2021).

4.1 Amostragem e preparo do resíduo

Os resíduos em estudo são provenientes de duas estações de tratamento de água, localizadas no norte do estado do Paraná e no oeste do estado de São Paulo, sendo que ambas funcionam com ciclo convencional e utilizam o cloreto de polialumínio (PAC) como agente coagulante principal. Os resíduos consistem no lodo in natura gerado pelas ETAs e também nas cinzas obtidas por meio da calcinação dos lodos na temperatura de 600 °C. A finalidade é comparar os resultados de cada um dos resíduos, observando como as variáveis, tais como, local de coleta, natureza do lodo, in natura ou calcinado, podem influenciar nas características finais das matrizes de concreto e na estabilização do resíduo.

A coleta do lodo paranaense foi realizada segundo a ABNT NBR 10007 (2004), que estabelece as normas para amostragem de resíduos sólidos que se encontram em montes ou pilhas de resíduos. Este resíduo já havia passado pelo processo de centrifugação e estava aguardando a disposição em aterro. Já as amostras do lodo paulista foram coletadas no período de higienização dos decantadores e, portanto, continham grandes quantidades de água, dessa forma foi necessário realizar deságue das mesmas.

Na sequência, devido ao excesso de umidade, foi necessária a secagem das amostras, para a obtenção do lodo in natura, para isso o material permaneceu por 12 horas na estufa com uma temperatura de 110°C. Para obtenção do lodo calcinado (cinzas), as amostras foram colocadas na mufla por 3 horas a 600 °C. De acordo com Jamshidi et al., (2011), esta temperatura e período são suficientes para remover a matéria orgânica do lodo seco. Desse modo, o presente trabalho avaliou 4 variedades de lodo: LSN - lodo paulista in natura, LSC - lodo paulista calcinado LPN - lodo paranaense in natura e LPC - lodo paranaense calcinado

Para homogeneizar as amostras e obter granulometria semelhante a do material a ser substituído (areia ou cimento), os lodos passaram pelo processo de moagem em um moinho de bolas e posteriormente submetidos passagem pela peneira com abertura de malha 75 µm. Na Figura 7, pode-se verificar a aparência de ambos os lodos.

Figura 7 – Aparência dos lodos de ETA, (A) LSN - lodo paulista in natura, (B) LSC - lodo paulista calcinado, (C) LPN - lodo paranaense in natura, (D) LPC - lodo paranaense calcinado.



Fonte: Autoria própria (2020).

4.2 Caracterização do resíduo

4.2.1 Sólidos totais, fixos e voláteis

Antes do processo de secagem, os resíduos foram submetidos às análises de sólidos totais, fixos e voláteis, que foram realizadas com base na metodologia descrita pela NBR 10664 de 1989.

Para estimar os sólidos totais, utilizou-se o método J descrito na norma, preparou-se a capsula de evaporação, aquecendo-a por 1 h a 550 ± 50 ° C. Em seguida, deixou esfriar no

dessecador até a temperatura ambiente e realizou sua pesagem. Posteriormente foi transferido aproximadamente 25-50g para capsula de evaporação preparada. Em seguida, colocou-se em um forno de 103-105 ° C por 1h deixou esfriar até a temperatura ambiente em um dessecador e pesou-se. Repetiu-se o ciclo (secagem, resfriamento, dessecação e pesagem) até a mudança de peso ser menor que 10 mg.

Para determinar os sólidos fixos (método L), foi transferindo o resíduo seco (obtido na etapa descrito acima) para um forno de mufla frio e aqueceu o forno a 550 ± 50 ° C por 1h. Na sequencio o sólido foi resfriado no dessecador até temperatura ambiente e pesado. Repetiu-se o ciclo (aquecer, resfriar, dessecar e pesar) até que a alteração de peso seja menor 10 mg.

Os sólidos totais referem-se ao material deixado no recipiente de amostra após evaporação de uma amostra, a uma temperatura definida. Os sólidos fixos são os sólidos que permanecem na amostra após a calcinação, por um tempo específico a uma determinada temperatura. Já os sólidos voláteis retratam a quantidade de sólidos perdidos da amostra durante esse processo de calcinação (método M).

Essas análises foram realizadas nos lodos, de ambas as ETAs, quando ainda não haviam recebido nenhum tratamento térmico, com a finalidade de avaliar a quantidade de matéria orgânica e inorgânica presente nos mesmos.

4.2.2 Ensaio de lixiviação e de solubilização

A lixiviação é um procedimento para obtenção de extratos que permitem determinar a capacidade de transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas presentes no resíduo sólido, por meio de dissolução no meio extrator. Já solubilização com seu extrato, permite diferenciar e classificar os resíduos de acordo com ABNT NBR 10004 de 2004.

Conforme os procedimentos recomendados pela ABNT NBR 10004 (2004) para a classificação dos resíduos quanto à periculosidade, realizou-se o procedimento para a obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos, de acordo com a ABNT NBR 10005 (2004).

A primeira parte do procedimento consistiu no teste de pH da amostra. Transferiu-se 5g da amostra para um Becker, adicionou-se 96,5 mL de água deionizada e cobriu com PVC. Deixou agitar vigorosamente por 5 min no agitador magnético. Em seguida, mediu-

se o pH, e adicionou-se 3,5 mL de ácido clorídrico 1 N, homogeneizou-se, e aqueceu 50°C por 10 min. Aguardou-se que a solução esfriasse e aferiu-se o pH novamente. Em seguida, adicionou-se uma solução composta por: 5,7 mL de ácido acético glacial em água deionizada, 64,3 mL de NaOH 1 N e o restante do volume de 1 L foi completado por água deionizada.

Na segunda parte, pesou-se 10 g de amostra de cada resíduo, transferiu-se para o frasco de lixiviação e adicionou-se 200 mL de solução descrita anteriormente. Deixou em agitação por 18 horas na temperatura em torno de 25°C, com 30 rpm de agitação, no agitador mecânico para não voláteis apresentado na Figura 8.

Figura 8 – Equipamento para teste de lixiviação.



Fonte: Autoria própria (2020).

Após os ensaios de lixiviação, as amostras foram filtradas à vácuo com membrana de 0,45 μ m, sendo posteriormente armazenadas em frascos plásticos e sob refrigeração até a leitura da concentração de contaminante.

Já os procedimentos para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos foram adaptados segundo a NBR 10006 (2004). Colocou-se 20g de cada amostra de resíduo em um frasco pet. Adicionou-se 80 mL de água deionizada e agitou a amostra por 5 min. Foi deixado por 7 dias a uma temperatura de 25°C. Após esse período, filtrou à

vácuo as soluções com membrana de 0,45 μ m, armazenando-as em frascos plásticos e sob refrigeração até a leitura da concentração de contaminante.

Um dos contaminantes analisados no lixiviado e solubilizado foi o alumínio (Al), uma vez que a presença deste metal em altas concentrações no ambiente promove consequências, como: contaminação de lençol freático, toxicidade à saúde humana (existem estudos que relacionam doenças, como Alzheimer), nocividade ao solo e as plantas, pois dificulta a assimilação de fósforo e nitrogênio pelas raízes, diminuindo a produção (MCLACHAN, 1995; RICHTER, 2001; EXLEY, 2016; SINGH et al., 2017). Cabe ressaltar ainda, que o limite de alumínio permitido na água tratada é de 0,2 mg.L⁻¹, conforme estabelecido pelo Padrão de Potabilidade do Ministério da Saúde (BRASIL, 2021; MOREIRA; PAIVA; SOARES, 2017).

O outro contaminante analisado no lixiviado e solubilizado foi o Ferro (Fe), que embora seja um micronutriente essencial para plantas, quando em excesso no ambiente pode causar redução no crescimento e, conseqüentemente, diminuição da produtividade das plantas (JUCOSKI et al., 2016, AUDEBERT; FOFANA, 2009). Apesar do ferro não se constituir em um metal tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público de água, conferindo coloração e sabor à água, além de ocasionar o desenvolvimento de depósitos em canalizações. Assim, a concentração limite estabelecida para o ferro, dentro dos padrões de potabilidade de água é de 0,3 mg.L⁻¹, conforme a Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

A leitura de concentração de alumínio e ferro foi realizada por meio da espectroscopia de absorção atômica na UTFPR - Câmpus Apucarana, em um espectrômetro de absorção atômica Varian SPECTRAA-240FS sendo utilizado gás de óxido nitroso com acetileno para as análises, todas realizadas em duplicata.

Ambos os ensaios de lixiviação e solubilização objetivam avaliar a capacidade de contaminação a partir da transferência do contaminante presente no resíduo para o meio, e posterior comprovação da solidificação do resíduo na matriz de concreto.

4.2.3 Determinação de metais

Para a determinação da concentração total de alumínio, ferro, zinco e manganês presentes nas amostras de lodo, foi realizado a digestão ácida conforme a metodologia EPA 3050b (1996). Após a obtenção dos extratos, a leitura de metais foi realizada por

meio de absorção atômica na UTFPR - Câmpus Apucarana, em um espectrômetro de Absorção Atômica Varian – SPECTRAA-240FS, utilizando-se mistura de gases óxido nítrico e acetileno para as análises, todas realizadas em duplicata.

A quantificação dos metais supracitados é justificada pelo levantamento bibliográfico, que indicou a presença perdurável de concentrações significativa desses metais nos lodos de ETA.

4.2.4 Fluorescência de raios-x (FRX)

A fluorescência de raios-x é importante, pois permite identificar os óxidos presentes nas amostras de lodo (análise qualitativa) e estabelece a proporção em porcentagem que cada óxido se encontra presente.

As análises de FRX foram realizadas na UNESP - Câmpus Presidente Prudente utilizando-se o espectrômetro de fluorescência de raios X energia dispersiva Shimadzu, modelo EDX 7000.

4.2.5 Difração de raios-x (DRX)

Para a realização da análise de difração de raios-x nas amostras dos resíduos foi utilizado um modelo de difratômetro de bancada, D2 PHASER, no laboratório multiusuário da UTFPR - Câmpus Londrina. A sua fonte de raios-X é um tubo com ânodo de cobre e potência máxima de 300W. As condições utilizadas para faixa angular (2Θ) foi 20-70 graus e para o incremento angular/s 0,03 (graus/segundo).

O objetivo do DRX é a análise mineralógica qualitativa, identificando as possíveis fases cristalinas que o resíduo pode apresentar, detectando a possível presença de óxidos nas amostras.

A utilização de difração de raios x é indicada para caracterização de materiais, essa técnica utiliza o fenômeno de espalhamento da radiação eletromagnética, provocada pela interação entre o feixe de raios-x incidente e os elétrons dos átomos componentes de um material para gerar os difratogramas (ALBERS, 2002).

4.2.6 Microscopia eletrônica de varredura (MEV)

A microscopia eletrônica é uma técnica que permite a geração de imagens da superfície de uma amostra sólida, possibilitando a caracterização microestrutural, a partir da sua interação com os elétrons (MUTALIB, 2017). A finalidade dessa análise no presente trabalho é avaliar a morfologia do resíduo para posterior estudo de sua interação com a matriz de concreto.

As análises de microscopia eletrônica de varredura (MEV) foram realizadas na UNESP - Câmpus Presidente Prudente utilizando-se o Microscópio Eletrônico de Varredura Carl Zeiss, acoplado em detector de elétron dispersivo (EDS), modelo EVO LS15.

4.2.7 Espectroscopia por Dispersão de Energia de Raios-X (EDS)

As microanálises por Energia Dispersiva (EDS) foram realizadas na UNESP - Câmpus Presidente Prudente no detector de elétron dispersivo EVO LS15. Esta análise tem como finalidade identificar os elementos químicos por picos. A técnica consiste na emissão de raios x característicos de átomos da amostra, cabendo ao detector selecionar uma energia particular de raios x. E então uma imagem é gerada, indicando a variação espacial da concentração do elemento na região da amostra que esta sendo examinada (BARROSO, 2007). A Espectroscopia por Dispersão de Energia de Raios-X é importante, pois permite identificar detalhadamente os elementos químicos presentes em uma região do resíduo, o que corrobora para caracterização categórica das 4 amostras de lodo.

4.2.8 Determinação do índice de atividade pozolânica

De acordo com a ABNT NBR 12653 (2014), materiais pozolânicos são materiais silicosos ou silicoaluminosos que, sozinhos, possuem baixa ou nenhuma propriedade ligante. Porém, quando finamente moídos e misturados com água, reagem com o hidróxido de cálcio, formando compostos com características ligantes. Sendo que a atividade pozolânica está relacionada com a capacidade do material reagir com hidróxido de cálcio em presença de água e formar compostos com propriedade cimentícias. Dessa forma, a

quantificação desse índice, nas quatro variedades de lodo estudada, se torna relevante, uma vez que o intuito é avaliar a viabilidade de substituir, em determinadas proporções, cimento por lodo.

Assim, para determinar o índice de atividade pozolânica das amostras de lodo foi utilizado o Método de Chappelle modificado, conforme a ABNT NBR 15895 (2010). Esta norma se aplica para materiais silicosos e sílico-aluminosos, cuja fase amorfa tenha a capacidade de fixar hidróxido de cálcio.

A metodologia consistiu, resumidamente, adicionar em um erlenmeyer de 500 mL com tampa, 1 g da amostra de material pozolânico (lodo), 2 g de CaO, obtido a partir da calcinação de CaCO₃ e 250 mL de água, isenta de CO₂. Em seguida, colocou-se o erlenmeyer em banho-maria com agitação, a uma temperatura de 90 °C, durante 16 horas. Após essa etapa, foi adicionado uma solução de sacarose no erlenmeyer que foi fechado, agitado manualmente por cerca de 15 min e na sequência filtrou-se esse extrato. Em seguida, fez-se a titulação do extrato com solução de HCl 0,1, que possuía fator de correção igual 0,922, sendo utilizado como indicador a fenolftaleína. A titulação foi realizada em triplicata para cada amostra de lodo. O índice de atividade pozolânica é calculado pela equação 4.1.

$$I_{Ca(OH)_2} = \frac{28 * (V_3 - V_2) * F_c}{m_2} * 1,32 \quad (4.1)$$

Onde:

$I_{Ca(OH)_2}$ é o índice de atividade pozolânica obtido no ensaio, que corresponde ao teor de hidróxido de cálcio fixado, expresso em miligramas (mg) de Ca(OH)₂ por grama (g) de material;

m_2 a massa de material pozolânico, expressa em gramas (g);

V_2 é o volume de HCl 0,1M consumido na titulação com cada amostra, expresso em mililitros (mL);

V_3 é o volume de HCl 0,1 M consumido na titulação no ensaio em branco, expresso em mililitros (mL);

F_c é o fator de correção do HCl para uma concentração de 0,1 M;

1,32 é a relação molecular Ca(OH)₂/CaO.

4.3 Fabricação de concreto utilizando lodo de eta

4.3.1 Composição dos materiais utilizados

4.3.1.1. Aglomerante

O aglomerante utilizado foi o Cimento Portland CP II 32 F, com massa específica de 3.100 kg.m^{-3} , cujo fabricante é a Votorantim Cimentos.

4.3.1.2. Agregado miúdo

Para agregado miúdo empregou-se areia natural com módulo de finura de 1,8, massa específica de 2.630 kg.m^{-3} e massa unitária de 1.390 kg.m^{-3} .

4.3.1.3. Agregado graúdo

Como agregado graúdo utilizou-se a brita 1, com dimensão máxima de 19,0 mm, de massa específica 2.720 kg.m^{-3} e massa unitária de 1.490 kg.m^{-3} .

4.3.1.4. Água

A água utilizada foi potável, a que é fornecida pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) no município de Apucarana – PR.

4.3.1.5. Lodo de ETA

Foram utilizadas 4 variedades de lodos de estações de tratamento de água: lodo paulista in natura (LSN), lodo paulista calcinado (LSC), lodo paranaense in natura (LPN) e lodo paranaense calcinado (LPC).

4.3.2 Determinação do traço

O método empregado para determinação do traço seguiu os procedimentos da ABCP – Associação Brasileira de Cimento Portland, sendo adotada a resistência de 15 MPa, visando à economia de materiais. Todo o cálculo realizado para determinação do traço encontra-se no Apêndice A.

A Tabela 8, apresenta o traço referência empregado com as proporções em massa dos materiais que foram utilizados na fabricação do concreto referência.

Tabela 8 – Traço referência para resistência de 15 MPa.

Traço	Cimento	Areia	Brita	Água	Resíduo
Referência	1,00	2,40	2,81	0,63	0,00

Fonte: Autoria própria, (2020).

Posteriormente, foram definidos os teores de resíduos para a substituição ao cimento, nas seguintes porcentagens: 2,5%, 5%, 7,5%, 10%, 12,5 % e 15%. Assim, com base no traço referência, foi determinada a proporção dos outros traços, que são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Traços empregados na fabricação dos corpos de prova com incorporação do lodo de ETA.

Traço	Cimento	Areia	Brita	Água	Resíduo
2,5 %	0,975	2,40	2,81	0,63	0,025
5 %	0,95	2,40	2,81	0,63	0,05
7,5 %	0,925	2,40	2,81	0,63	0,075
10 %	0,90	2,40	2,81	0,63	0,10
12,5 %	0,875	2,40	2,81	0,63	0,125
15 %	0,85	2,40	2,81	0,63	0,15

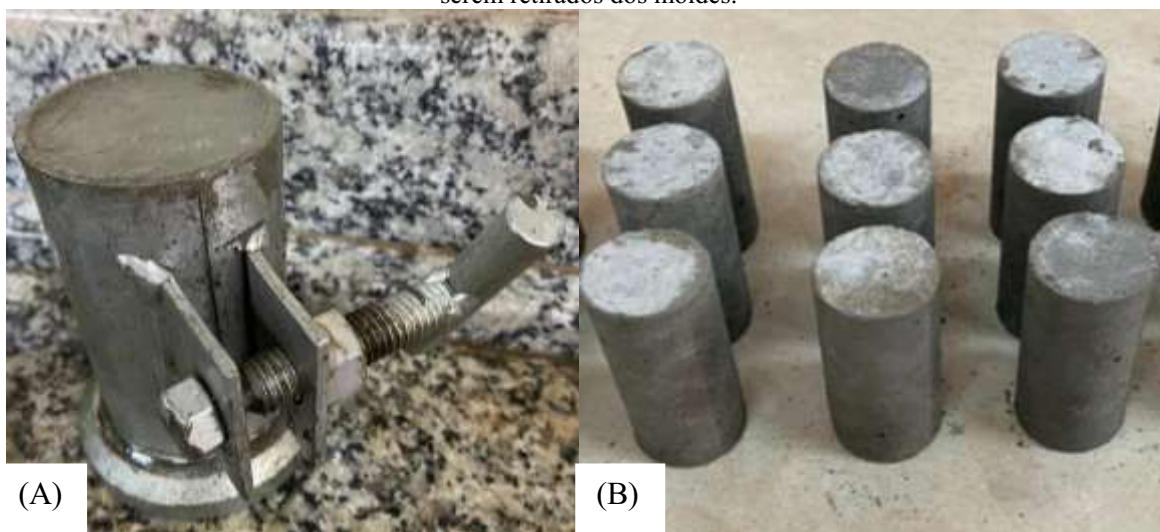
Fonte: Autoria própria, (2021).

Para cada traço foram produzidos três corpos de provas, nas quatro variedades de lodo (LPN, LPC, LSN e LSC), totalizando um ensaio com 75 corpos de prova.

4.3.3 Moldagem e cura dos corpos de prova

Os procedimentos para a moldagem e cura dos corpos de prova foram realizados de acordo com a ABNT NBR 5738 (2015), sendo a cura realizada por imersão em água, durante 28 dias, e a moldagem em corpos de prova cilíndricos, conforme Figura 9.

Figura 9 – Confeção dos corpos de provas: (A) Concreto no molde cilíndrico, (B) Corpos de prova após serem retirados dos moldes.



Fonte: Autoria própria (2020).

4.4 Caracterização das matrizes de concreto

Esta última parte da metodologia consistiu na avaliação das propriedades do concreto, com o propósito de determinar a quantidade ideal de lodo a ser incorporado no concreto sem afetar sua qualidade, verificando também a estabilização/solidificação de metais presentes no resíduo na matriz de concreto.

4.4.1 Absorção de água

A verificação de absorção de água dos concretos produzidos foi realizada conforme NBR 9778/2009. Inicialmente os corpos de provas foram imersos em água à temperatura ambiente, por 24 horas. Na sequência, foram drenados sobre uma tela metálica por 1 min,

removendo a água superficial visível com um pano úmido. Em seguida, os corpos de provas foram pesados, obtendo-se a massa saturada (m_{sat}). Posteriormente, foram colocados na estufa com temperatura de 105 °C por um período de 24 h ou até a massa estabilizar. Após a secagem em estufa, foram pesados individualmente cada corpo de prova e anotado a sua massa seca (m_s). Para cada traço, foram utilizados três corpos de prova.

O valor da absorção de água de cada corpo de prova foi obtido utilizando-se a equação (4.2)

$$A = \frac{m_{sat} - m_s}{m_s} * 100 \quad (4.2)$$

Sendo:

A: absorção de cada corpo de prova, expressa em porcentagem (%).

M_{sat} : massa da amostra saturada em água após imersão em água, expressa em gramas (g).

M_s : massa da amostra seca em estufa, expressa em gramas (g).

4.4.2 Resistência à compressão

O ensaio de resistência à compressão dos corpos de prova cilíndricos seguiu os procedimentos da NBR 5739/2018 e teve como objetivo avaliar a qualidade da resistência mecânica do concreto produzido. O procedimento foi realizado na UTFPR - Câmpus Apucarana, com o auxílio de uma prensa hidráulica, YAW-2000S, apresentada na Figura 10. Foram submetidos a este teste os três corpos de prova de cada traço, na idade de cura de 28 dias.

Figura 10 – Prensa hidráulica, utilizada no ensaio de compressão.



Fonte: Autoria própria (2020).

4.4.3 Análise estatística de dados

Os resultados de absorção de água e de resistência à compressão das peças fabricadas foram submetidos a análises estatísticas por meio da utilização de softwares estatísticos, como: STATISTICA 8.0 e R. Sendo realizadas análises descritivas, por meio do diagrama de caixas, para verificar o comportamento da variância. Os resultados também foram submetidos aos métodos de comparações múltiplas, que possibilitam identificar quais médias são estatisticamente diferentes (MONTGOMERY; RUNGER, 2021; BECKER, 2015). Dessa forma, foi adotado um limite de confiança de 95 % para avaliar a existência de diferença entre as médias das composições.

4.4.4 Ensaio de lixiviação e solubilização

Os ensaios de lixiviação e solubilização dos corpos-de-prova foram realizados similarmente aos realizados nos lodos, utilizando as mesmas metodologias estabelecidas pelas normas ABNT NBR 10005 (2004) e ABNT NBR 10006 (2004).

Os procedimentos foram realizados em amostras dos corpos de provas após os ensaios de resistência à compressão, para os traços com melhores resultados. A finalidade destes ensaios foi avaliar a periculosidade das matrizes de concreto de produzidas, bem como obter o indicativo da estabilização e solidificação no concreto de contaminantes.

4.4.5 Eficiência de retenção de metais

A eficiência da técnica de estabilização e solidificação foi avaliada em função da massa do contaminante presente nas amostras de concreto fabricado. O objetivo foi avaliar retenção dos contaminantes nas matrizes de concreto, comparando as concentrações de metais presentes no lixiviado e solubilizado no lodo antes e depois do processo de estabilização e solidificação em concreto (BRITO, 2009). O cálculo da eficiência de retenção de metais foi realizado conforme Brito (2007), equação (5.3)

$$E_{retenção} = \frac{C_{bruto} - C_{tratado}}{C_{bruto}} * 100 \quad (5.3)$$

Onde:

$E_{retenção}$: Eficiência de retenção (%).

C_{bruto} : Concentração do metal no extrato lixiviado/solubilizado do resíduo bruto ($mg L^{-1}$).

$C_{tratado}$: Concentração do metal no extrato lixiviado/solubilizado do material tratado (mgL^{-1}).

4.4.6 Fluorescência de raios-x (FRX) e Difração de raios-x (DRX)

Os ensaios de FRX e DRX foram realizados nos fragmentos de concreto, após os ensaios de resistência à compressão. As condições empregadas para essas análises foram

análogas às utilizadas na caracterização das amostras de lodo. Tais análises tiveram como objetivo avaliar as características dos concretos produzidos, bem como a interação entre o resíduo e a matriz cimentícia.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos resíduos

5.1.1 Caracterização física

Os teores de sólidos, em percentual mássico, obtidos na análise dos lodos em tratamento térmico são disponibilizados na Tabela 10.

Tabela 10 – Porcentagem de sólidos totais, fixos e voláteis presentes nos resíduos.

Resíduo	% Sólidos totais	% Sólidos fixos	% Sólidos voláteis
LPN	27,19	79,47	20,53
LSN	25,55	80,71	19,29

Fonte: Autoria própria (2019).

Em ambas as amostras foram verificadas um alto teor de umidade, em torno de 70%, uma vez que os valores de sólidos totais foram de 27,19% para o lodo paranaense e de 25,55% para o lodo paulista. Similarmente Tartaria et al., (2011) encontrou um percentual de 74 % de umidade e 26 % de sólidos totais, no lodo de ETA de Foz do Iguaçu- PR. Bitencourt (2016), na caracterização do lodo da ETA de Piracicaba – SP , também identificou um teor de umidade de 79,42 %. Analogamente, Ghorpade e Ahammed (2017), obtiveram um total de sólidos de 30 % e 70 % de umidade, durante a caracterização do lodo Bhandup, Mubai, Índia. Estes resultados indicam que, em geral, os lodos de ETAs possuem a tendência em apresentar altos teores de umidade.

A Tabela 10 também apresenta os valores de sólidos fixos e voláteis presentes nas amostras de lodo. Segundo Zenebon (2008), Hillebrand e Benetti (2020), os valores de sólidos fixos e voláteis são uma aproximação entre a matéria inorgânica e a orgânica, respectivamente. A matéria orgânica natural originada de fontes naturais presentes em corpos hídricos afeta os processos de tratamento de água e, portanto, não é vantajosa. Além de ser precursora de subprodutos da desinfecção. Por meio dos resultados, observou-se altas porcentagens de sólidos fixos nas amostras, 79,47% (LPN) e 80,71 % (LSN), mostrando que a matriz do resíduo é, em grande parte, composta por material inorgânico. Tal resultado é extremamente favorável para o emprego do lodo como matéria-prima para o concreto, pois de acordo com Spence e Shi (2004), quanto menor a concentração de

orgânicos nos resíduos, menor a ocorrência de interferências orgânicas durante o processo de solidificação e estabilização, uma vez que o material orgânico afeta a fixação do cimento (US EPA,1993; FATTA, 2004). Sendo o emprego da técnica E/S com cimento mais indicado para o tratamento de resíduos predominantemente inorgânicos, pois estes resíduos são considerados mais compatíveis com os tipos de ligantes cimentícios (FITCH, 2003).

Segundo Richter (2001), geralmente o percentual de sólidos voláteis em lodos varia entre 20 a 35%, apresentando concordância com os resultados obtidos neste presente trabalho, que correspondem, aproximadamente, a 20%.

5.1.2 Caracterização química e microestrutural dos lodos de ETA

Na Tabela 11 são apresentados os valores das concentrações de alumínio e ferro obtidos a partir dos ensaios de lixiviação. De acordo com o anexo F da norma ABNT NBR 10004 (2004), não há especificação de limite no lixiviado para alumínio e ferro. Porém, o estudo do comportamento de metais na matriz de concreto é importante para obter informações sobre o potencial de riscos ambientais que o material pode oferecer. Portanto, o lixiviado do resíduo será posteriormente comparado com a da matriz de concreto, com o a finalidade de avaliar a eficiência de retenção.

Tabela 11 – Concentração de alumínio e ferro obtido nos ensaios de lixiviação.

Metal	Limite NBR 10004/2004 (mg.L⁻¹)	LPN (mg.L⁻¹)	LPC (mg.L⁻¹)	LSN (mg.L⁻¹)	LSC (mg.L⁻¹)
Alumínio	-	10,04	8,81	33,24	29,08
Ferro	-	13,68	9,13	2,98	2,96

Fonte: Autoria própria (2019).

Guerra e Angelis (2005), durante ensaios para a classificação do lodo, avaliaram o lixiviado de duas ETAs, uma localizada na cidade de Piracicaba e a outra em Rio Claro, ambas do estado de São Paulo. O lixiviado da ETA de Piracicaba apresentou 0,70 mg.L⁻¹ de alumínio, enquanto para o lodo de Rio Claro resultou em 0,54 mg.L⁻¹. Em relação aos valores de ferro, os autores encontraram um valor de 0,03 mg.L⁻¹ para o lodo de Piracicaba e 0,042 mg.L⁻¹ para o de Rio Claro. Ramirez (2015) durante análise química do lodo de

ETA situada em Foz do Iguaçu - PR, encontrou no lixiviado um valor de 8,98 mg.L⁻¹ de alumínio. Silva et al., (2012), ao realizar a caracterização do lodo gerado em laboratório a partir do tratamento da água bruta do Rio Pirapó na cidade de Maringá – PR, encontrou uma concentração de alumínio de 15,01 mg.L⁻¹ no lixiviado do lodo. Esses resultados indicam como os valores do lixiviado do lodo de ETA podem variar de acordo com a composição química mineralógica do lodo.

Os valores encontrados para a solubilização estão na Tabela 12, juntamente com o valor limite tolerado pela NBR 10004/2004, disposto no anexo G da norma, para efeito de classificação dos resíduos.

Tabela 12 – Concentrações de alumínio e ferro obtido nos ensaios de solubilização.

Metal	Limite NBR 10004/2004	LPN	LPC	LSN	LSC
	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)
Alumínio	0,2	6,11	1,46	5,97	5,04
Ferro	0,3	24,98	19,49	4,79	2,32

Fonte: Aatoria própria (2019).

As concentrações encontradas de alumínio e ferro no solubilizado, juntamente com o diagrama de caracterização e classificação de resíduos sólidos fornecido pela ABNT NBR 10004 (2004) no Anexo 1, permitem classificar os lodos. Sendo assim, as concentrações (mg.L⁻¹) obtidas de alumínio e ferro nos solubilizados foram superiores às estabelecidas pela norma, portanto estes lodos originados no tratamento de água são classificados como resíduo sólido não perigoso - não inerte (Classe II A).

Silva et al., (2012), também encontraram no solubilizado concentrações destes metais acima do permitido pela NBR, sendo para o alumínio uma concentração de 0,389 mg.L⁻¹ e para o ferro 1,317, mg.L⁻¹.

Margem (2008), obteve concentrações de 13,4 mg /L de alumínio e de 14,3 mg.L⁻¹ de ferro no extrato solubilizado do lodo de ETA do estado do Rio de Janeiro e, portanto, também constatou que o lodo de ETA é classificado como resíduo Classe IIA.

A Tabela 13 apresenta a composição dos lodos pela técnica de fluorescência de raios-x (FRX).

Tabela 13- Fluorescência de raios-x dos resíduos, expressos em porcentagem de massa.

Composto	LSN (% massa)	LSC (% massa)	LPN (% massa)	LPC (% massa)
SiO₂	50,27	50,70	35,16	39,43
Al₂O₃	33,41	35,67	26,14	30,69
Fe₂O₃	10,75	8,59	32,20	23,88
SO₃	0,63	0,44	0,62	0,50
TiO₂	1,98	1,59	3,28	2,87
CaO	0,68	0,81	1,22	1,08
K₂O	1,77	1,31	0,232	0,20
Outros	0,51	0,89	1,15	1,35
SiO₂ + Al₂O₃ + Fe₂O₃	94,43	94,96	93,5	94,00

Fonte: Autoria própria (2020).

Por meio dos resultados, foi possível observar que a composição majoritária, cerca de 90%, de todas as amostras estudadas, consiste em três compostos: dióxido de silício (SiO₂), óxido de alumínio (Al₂O₃) e óxido de ferro (Fe₂O₃). Dessa forma, as amostras analisadas podem ser classificadas como material pozolânico de Classe N, de acordo com a ABNT NBR 12653 (2014). Pois atendem o requisito químico, apresentando um somatório dos óxidos, SiO₂ + Al₂O₃ + Fe₂O₃, superior a 70%, com nenhum indicativo de Na₂O presente nas amostras (que deve ser menor ou igual a 1,5 %) e com porcentagens de SO₃ menor que o limite máximo permitido pela norma que é de 4%. Materiais pozolânicos são materiais silicosos ou silicoaluminosos que, sozinha, possuem pouca ou nenhuma propriedade ligante mas que, quando finamente divididos e na presença de água, reagem com hidróxido de cálcio formando compostos com propriedades cimentícias ligantes (ABNT, 2014).

Huang e Wang (2013), na caracterização química de 10 lodos de estações de tratamento de água diferentes em Taiwan, também observaram que a maior parte da composição dos lodos restringe-se aos compostos de SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃. Portella (2003), realizou caracterização físico-química do lodo da ETA Passaúna de Curitiba - PR, e similarmente identificou como os principais constituintes do lodo os mesmos compostos. Em um trabalho realizado por Cordeiro (2001), a análise por FRX dos lodos das ETAs de São Carlos, Araraquara e Rio Claro – ambas cidades do estado de São Paulo – também verificaram maior concentração dos seguintes compostos: SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃.

Ressaltando o objetivo do presente trabalho em avaliar a incorporação de lodo de ETA em matrizes de concreto, cabe lembrar que os principais constituintes do cimento são:

silicato tri (3CaO.SiO_2) e dicálcico (2CaO.SiO_2), aluminato tricálcico ($3\text{CaO.Al}_2\text{O}_3$) e ferroaluminato tetracálcico ($4\text{CaO.Al}_2\text{O}_3.\text{Fe}_2\text{O}_3$), enquanto a areia é composta em mais de 90% por sílica (SiO_2) (SOUZA et al., 2014; BATTAGIN, 2011). Assim, identifica-se uma afinidade na composição das matérias primas utilizadas para fabricação do concreto, com os lodos de ETAs em análise.

Apesar da similaridade entre os resíduos caracterizados, são notáveis as diferentes proporções dos principais óxidos nos resíduos. Enquanto, o resíduo LSN apresenta uma porcentagem de 10,75% de Fe_2O_3 , o resíduo LPN apresenta 32,20 %, ou seja, praticamente o triplo. A mesma propensão é observada nos lodos calcinados, sendo que o LSC possui 8,59 %, enquanto LPC 23,88 % de Fe_2O_3 . Isso ocorre porque o solo onde está localizada a ETA paulistana é constituído predominantemente pela presença do argissolo – o qual apresenta cor mais amarelada, com teores elevados de alumínio e possui quantidades consideráveis de areia – e também pelo solo classificado como latossolo – que contém expressiva concentração de caulinitas, além de argilas com predominância de óxidos de alumínio, silício, ferro, e titânio (IAC, 1999; FUSHIMI; NUNES, 2012; EMPRAPA, 2018; SANTOS; ZARONI, 2021). Enquanto a classificação do solo da cidade paranaense, próximos às bacias hidrográficas, é denominado como nitossolo vermelho eutroférico, que apresenta uma coloração mais vermelho escuro, sendo um solo com altos teores de ferro, como o próprio nome remete e com elevados teores de alumínio (OLIVEIRA, 1999, MANOSSO, 2004; EMBRAPA, 2020).

O mesmo pode ser observado para sílica (SiO_2), que ao comparar as regiões onde foram coletados os lodos, observa-se uma diferença nas porcentagens dos resíduos calcinados de aproximadamente 15,11 % e de 11,27 % para as amostras de lodos sem tratamento térmico, sendo que em ambas a maior concentração deste elemento é nos resíduos de origem paulista. Isto também está relacionado com a fração de matéria inorgânica presente nas diferentes regiões, tais como areia, e como supracitados os lodos da ETA paulista são de um solo (argissolos) com alta concentração deste material (REALI, 1999).

O restante do percentual mássico dos lodos, especificado como outros na Tabela 13 são referentes a compostos com porcentagem abaixo de 1% em todas as amostras de lodos e refere-se aos seguintes óxidos: MnO , P_2O_3 , V_2O_5 , CuO , ZrO_2 , ZnO , Cr_2O_3 , Ir_2O_3 , Y_2O_3 , SrO , NiO , NbO e Ga_2O_3 . A presença desses compostos nos lodos pode ser justificada pela presença dos mesmos na água bruta e no solo (Cordeiro, 2001). Além disso, produtos químicos empregados no tratamento podem conter pequenas concentrações de impurezas

que serão depositadas no lodo. As junções desses aspectos resultam nas composições dos resíduos.

Tais resultados mostram que os lodos em estudo são promissores para incorporação em matrizes de concreto, em razão da sua composição.

As concentrações de metais totais (alumínio, ferro, zinco e manganês) obtidas por espectrometria de absorção atômica das amostras são apresentadas na Tabela 14.

Tabela 14 – Concentração de metais presentes nas amostras de lodos.

Metal	LSN (mg.L⁻¹)	LSC (mg.L⁻¹)	LPN (mg.L⁻¹)	LPC (mg.L⁻¹)
Alumínio	4.698,04	2.383,40	1.853,32	1.731,17
Ferro	1.918,85	1.149,55	6.255,97	5.247,71
Zinco	1,76	0,98	1,64	0,96
Manganês	5,95	2,39	5,46	3,03

Fonte: Autoria própria (2020).

A determinação de metais apresentou características similares às observadas na fluorescência de raios-x, isto é, uma maior concentração de ferro nos lodos paranaenses, acompanhado por uma maior concentração de alumínio nos lodos paulistas. Já as concentrações de manganês e zinco se mantiveram semelhantes em ambas as variedades de lodo.

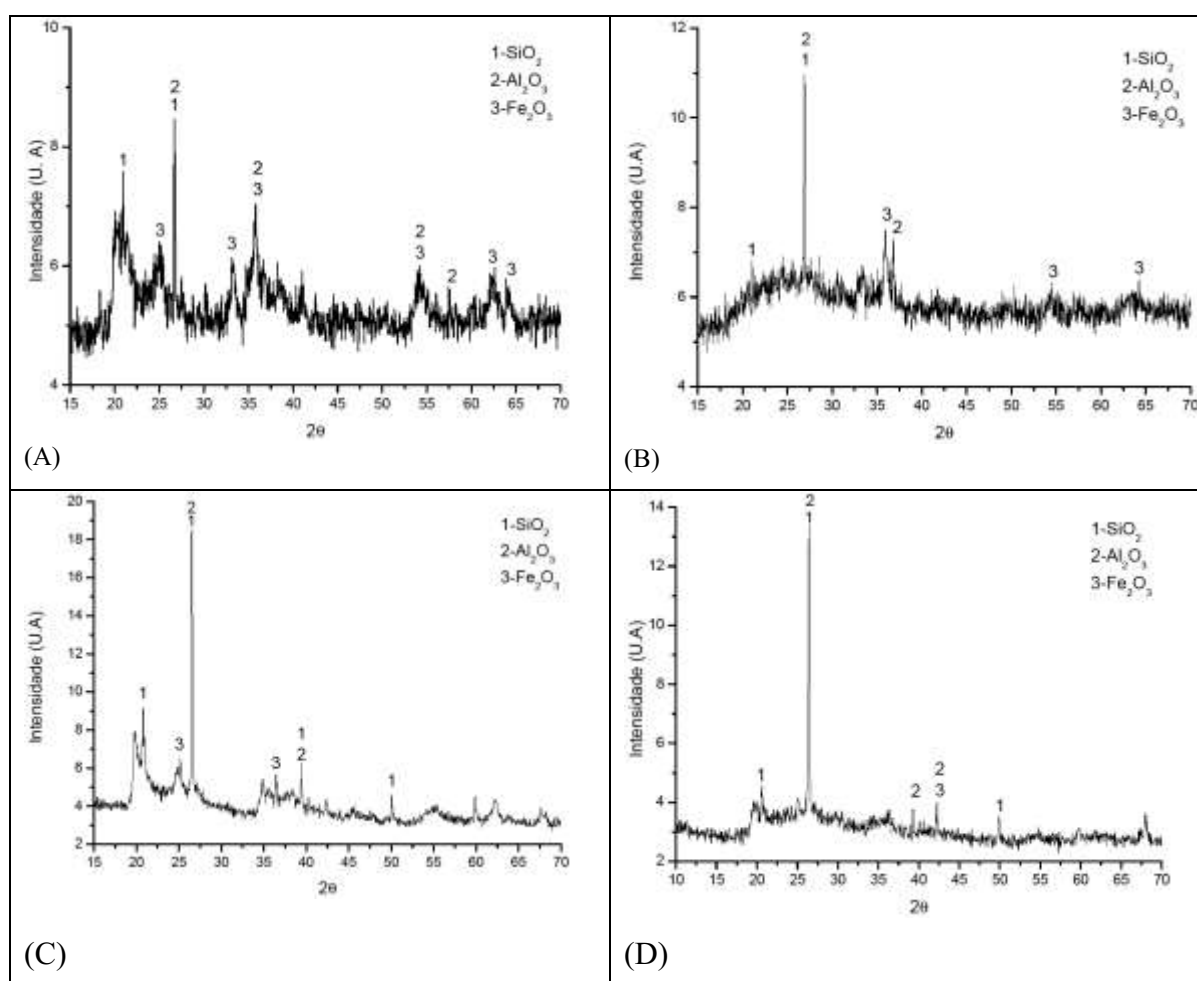
Cordeiro (2000), durante a análise do lodo de ETAs de diferentes cidades como São Carlos, Araraquara e Rio Claro, observou que as concentrações obtidas de metais podem representar dados pontuais e que a frequência em que ocorre a remoção do lodo das instalações da estação pode causar variabilidade dos resultados. O autor encontrou concentrações de alumínio no lodo que variaram de 2,16 mg.L⁻¹ a 11.1100 mg.L⁻¹. Comparando esses resultados com os valores obtidos nos lodos em estudo, nota-se que as concentrações de alumínio estão dentro deste intervalo de valores. Cordeiro (2000) também obteve 5.000 mg.L⁻¹, 214 mg.L⁻¹ e 4.200 mg.L⁻¹ para o ferro, que são valores compatíveis com os determinados. Já para o zinco e manganês, observou-se a mesma tendência de concentrações menores encontrada pelo autor.

Guimarães (2005), durante a caracterização do lodo da estação de tratamento localizada na região metropolitana de Belo Horizonte, realizou um monitoramento trimestral que resultou nas seguintes concentrações de alumínio: 2673,61 mg.L⁻¹, 1847,22

mg.L⁻¹ e 1,803,85 mg.L⁻¹, enquanto para o ferro obteve: 1068,75 mg.L⁻¹ 471,08 mg.L⁻¹, 1537,11 mg.L⁻¹ e para o zinco 1,07 mg.L⁻¹, 0,88 mg.L⁻¹, 1,05 mg.L⁻¹. Portanto, verifica-se que mesmo havendo variações nas concentrações de metais nos lodos de ETAs, as proporções são próximas, indicando que geralmente pode haver similaridade nas características dos resíduos.

A Figura 11 apresenta os difratogramas dos resíduos: LPN, LPC, LSN e LSC obtidos pela análise de difração de raios-x.

Figura 11 - Difratogramas das amostras de lodos: (A) LPN, (B) LPC, (C) LSN, (D) LSC.



Fonte: Autoria própria (2020).

Foram identificadas estruturas cristalinas em ambas as amostras, sendo o dióxido de silício (SiO₂) e óxido de alumínio (Al₂O₃) as principais fases cristalinas presentes. Picos com intensidades relativamente mais baixas, correspondem aos óxidos de ferro (Fe₂O₃) e aos óxidos de alumínio (Al₂O₃), e dióxidos de silício (SiO₂), remanescente. Resultados

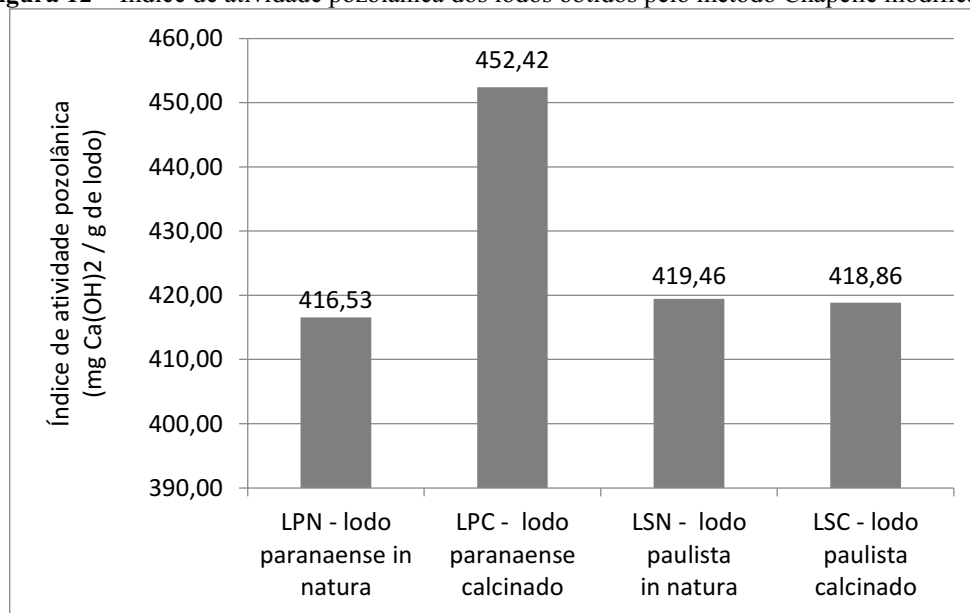
similares foram observados por Rodriguez et al., (2010) e Chiang (2009) em caracterização do lodo de ETA.

Ao analisar os difratogramas, observa-se um possível potencial das amostras como matéria alternativa para a produção de concreto, pois os materiais básicos para a fabricação de cimento portland, utilizado na fabricação do concreto contêm, em proporções adequadas, sílica, óxido de alumínio, óxido de cálcio e óxido férrico. Os resultados apontam consideravelmente a presença de óxido de ferro (Fe_2O_3), de dióxido de silício (SiO_2) e óxido de alumínio (Al_2O_3), sendo este dois últimos os responsáveis pela formação de hidrato de silicato de cálcio (C-S-H) e hidrato de aluminato de cálcio (C-A-H) no concreto endurecido após o processo de hidratação (RAMACHANDRAN, 1995; GONZÁLEZ, 2020).

Ao compararmos os lodos paulista entre si, in natura e calcinado, nota-se a semelhança no perfil dos picos. O mesmo é observado para os difratogramas paranaenses, ambos apresentam similaridade nos picos. Esses resultados indicam que possivelmente não seja necessário gasto energético com o tratamento térmico para a utilização do lodo de ETA.

Os valores do índice de atividade pozolânica para cada amostra de lodo, obtidos pelo método de Chapelle modificado, são apresentados na Figura 12.

Figura 12 – Índice de atividade pozolânica dos lodos obtidos pelo método Chapelle modificado.



Fonte: Autoria própria (2020).

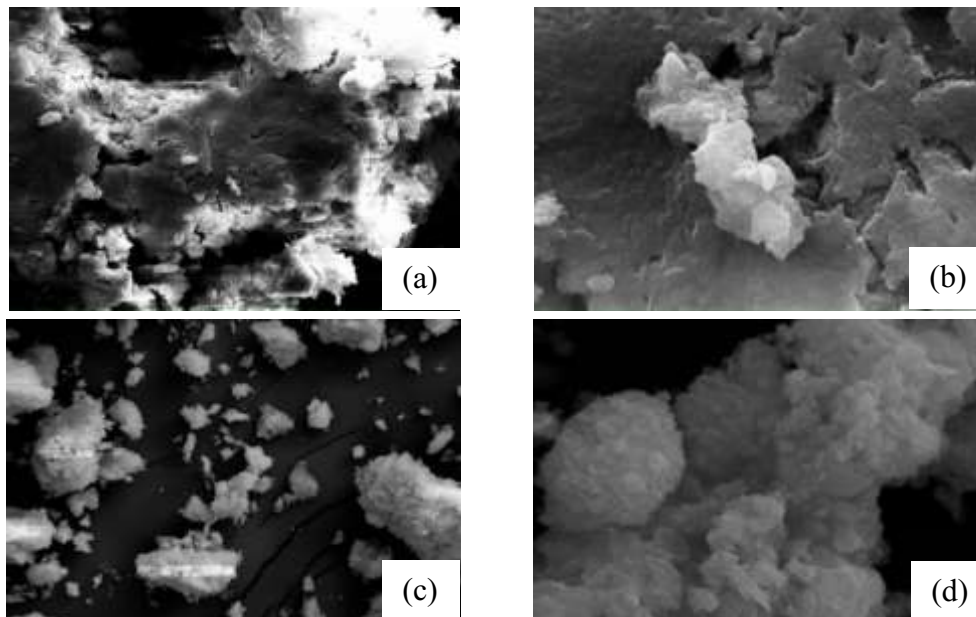
Foi observado que os lodos paulistas, in natura e calcinado, apresentaram índice de atividade pozolânica próximos a 420 mg/g. Enquanto, nos lodos paranaenses foi observado uma disparidade de valores, sendo que o lodo in natura apresentou um índice de 416,53 mg/g, próximo ao dos lodos paulista. No entanto, o lodo paranaense após o tratamento térmico, resultou em um valor de índice mais elevado de 452,42 mg/g. Gastaldini et al., (2015), verificaram valores superiores, 673 e 666 mg/g para lodos calcinado por 1 hora e 2 horas, respectivamente.

Filho et al., (2017) avaliaram atividade pozolânica de adições minerais de alta reatividade para cimento, como a sílica de casca de arroz que resultou em 1.336 mg Ca(OH)₂/grama. Já para sílica ativa, o resultado foi de 1.524 mg Ca(OH)₂/grama e para a o metacaulim - um tipo de pozolana de alta reatividade que conferem propriedades especiais relacionadas à durabilidade e ao desempenho mecânico aos concretos com ele fabricado (ABNT,2010) - o teor foi de 1.193 mg Ca(OH)₂/grama.

Contudo, de acordo com Raverdy et al., (1980), para que um material possa ser categorizado com potencial pozolânico, é necessário que o mesmo apresente um consumo de pelo menos 330 mg de CaO por grama de amostra (equivalente a 436 mg Ca(OH)₂ / g amostra), sendo que quanto maior o consumo de óxido de cálcio, maior a pozolanicidade do material. Dessa forma, os resultados obtidos para os lodos paulista e in natura paranaense se encontram próximos do limite mínimo. Já o valor do lodo calcinado paranaense é acima do estipulado, apresentando desse modo indicativo de seu potencial pozolânico.

Na sequência, são apresentadas as micrografias dos resíduos em diferentes ampliações, com objetivo de melhor visualizar a morfologia das amostras. Na Figura 13 observa-se as micrografias dos lodos paranaenses, in natura e calcinado.

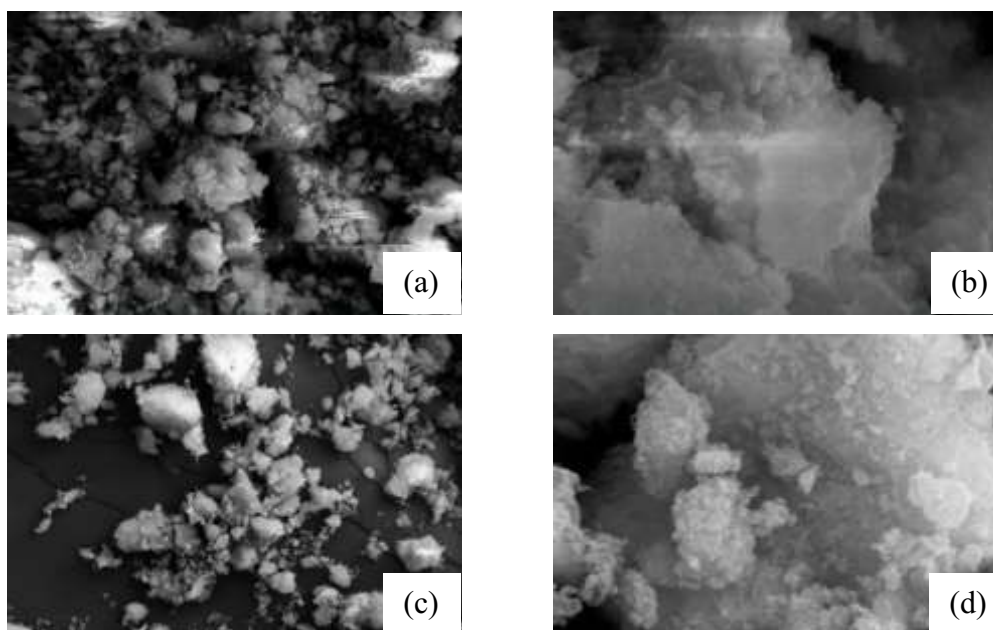
Figura 13 – Microscopia eletrônica de varredura das amostras lodos paranaense: (a) LPN ampliação 1000x - 10 μm , (b) LPN ampliação 10000x - 1 μm , (c) LPC ampliação 1000x - 10 μm , (d) LPC ampliação 1000x - 1 μm .



Fonte: Autoria própria (2020).

Na Figura 14 são apresentados os resultados da microscopia eletrônica de varredura das amostras de lodos paulistano, in natura e calcinado.

Figura 14 – Microscopia eletrônica de varredura das amostras lodos paulistanos: (a) LSN ampliação 1000x - 10 μm , (b) LSN ampliação 10000x - 1 μm , (c) LSC ampliação 1000x - 10 μm , (d) LSC ampliação 10000x - 1 μm .

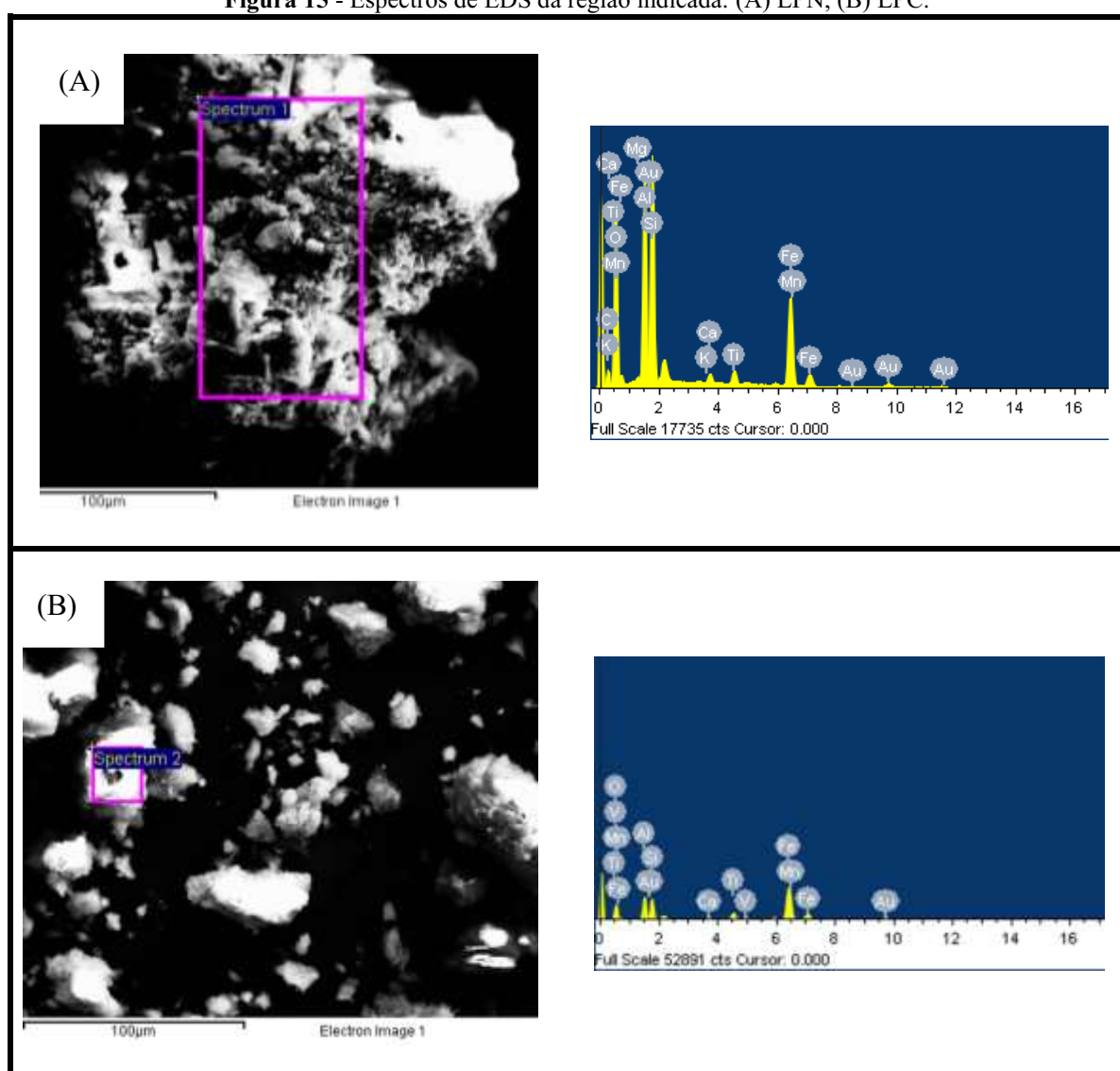


Fonte: Autoria própria (2020).

Em geral, observando as microscopias das amostras verifica-se uma morfologia heterogênea com formato irregular de tamanhos variáveis. Nenhuma estrutura cristalina pode ser identificada claramente na superfície do lodo, sendo identificadas estruturas amorfas com indícios de porosidade. A mesma observação foi relatada por Ahmad et al. (2016) e Mazari, Abdessemed e Szymczyk (2018), durante as suas caracterizações do lodo de ETA.

A Figura 15 apresenta os espectros de EDS das amostras: LPN e LPC, respectivamente, que permitiram identificar os elementos químicos na região indicada.

Figura 15 - Espectros de EDS da região indicada: (A) LPN, (B) LPC.



Fonte: Autoria própria, 2020.

Tabela 15 - Elementos químicos presentes nos lodos e identificados nas Figuras 15 e 16.

Elemento	LPN (%peso)	LPC (%peso)	LSN (%peso)	LSC (%peso)
C	9,47	14,46	8,82	9,85
O	63,01	47,13	62,29	64,23
Al	9,64	8,70	10,69	9,79
Si	10,02	7,65	14,33	13,27
Fe	6,41	18,99	2,18	1,54
Outros	1,45	3,07	1,68	1,33

Fonte: Autoria própria (2020).

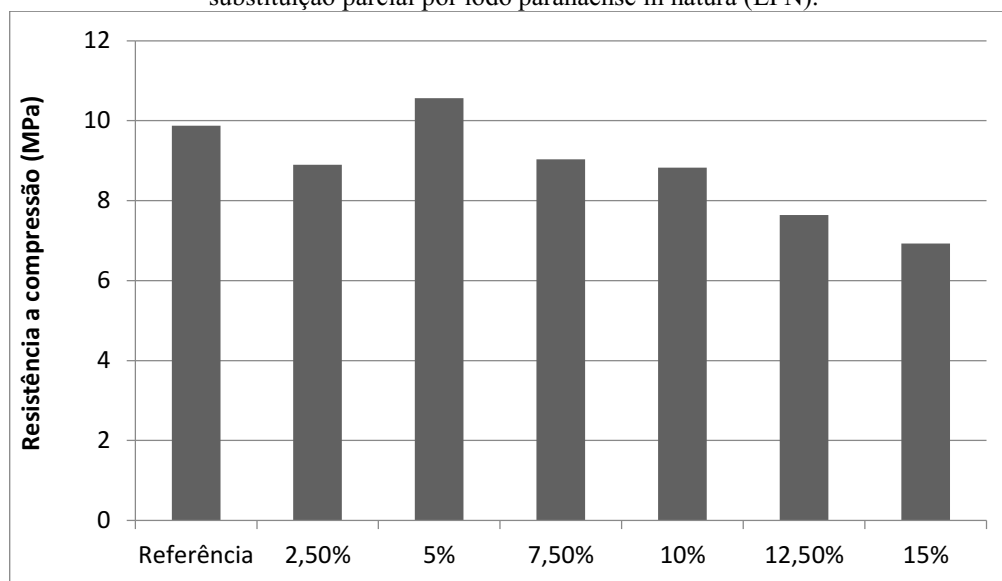
Como esperado, com base nos resultados já obtidos ao longo deste trabalho, as microanálises por EDS detectaram que os principais elementos metálicos das amostras dos resíduos são ferro (Fe), alumínio (Al) e, também, o semi metálico silício (Si). Comparando os lodos com relação à localização da ETA, São Paulo e Paraná, nota-se que os valores de alumínio e silício são próximos, mas para o ferro, como já identificado por FRX, verifica-se que a porcentagem em peso é maior para os lodos paranaenses. A presença de não metais como carbono (C) e o oxigênio (O), também se destaca representando uma parcela significativa na porcentagem em peso dos lodos. O restante da composição consiste na presença de traços de outros elementos, como: magnésio (Mg), potássio (K), cálcio (Ca), titânio (Ti), vanádio (V), manganês (Mn), cobre (Cu).

5.2 Caracterização das peças

5.2.1 Avaliação da qualidade do concreto produzido

A Figura 17 ilustra os valores médios de resistência à compressão após 28 dias de cura, obtidos para as matrizes de concreto com a substituição parcial do aglomerante por lodo paranaense in natura (LPN), bem como o das matrizes de referência.

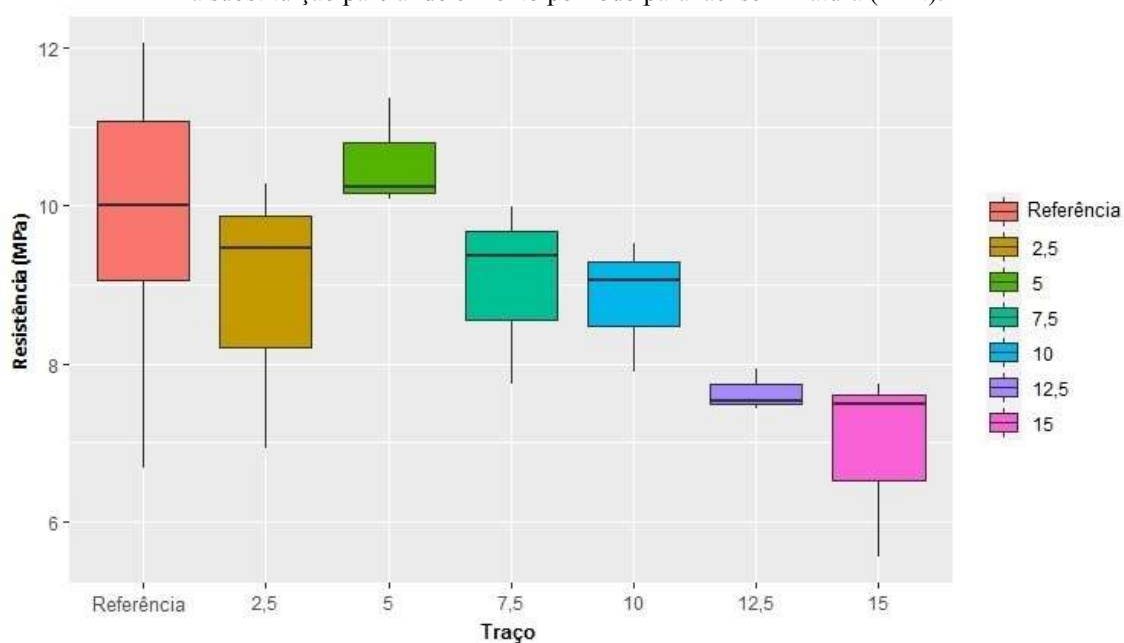
Figura 17 – Resistência média à compressão após 28 dias de cura das matrizes de concreto fabricadas com a substituição parcial por lodo paranaense in natura (LPN).



Fonte: Autoria própria (2020).

Para verificar se existe diferença entre as médias de MPa para os diferentes valores dos traços, realizou-se uma análise descritiva, apresentada na Figura 18, com o diagrama de caixa (*boxplot*), e foi observado a não homogeneidade de variância.

Figura 18 – Diagrama de caixa para os resultados de resistência à compressão dos concretos fabricados com a substituição parcial de cimento por lodo paranaense in natura (LPN).



Fonte: Autoria própria (2021).

Devido a não homogeneidade da variância apresentada pelos dados, optou em utilizar para a análise estatística os *Generalized Additive Models for location, scale and Shape* (GAMLSS) (STASINOPOULOS et al., 2017), os quais além de modelarem a média em termos de variáveis explanatórias, também oferecem a possibilidade de modelar a variância. Estes resultados são apresentados na Tabela 16.

Tabela 16 – Modelo de GAMLSS aplicado para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).

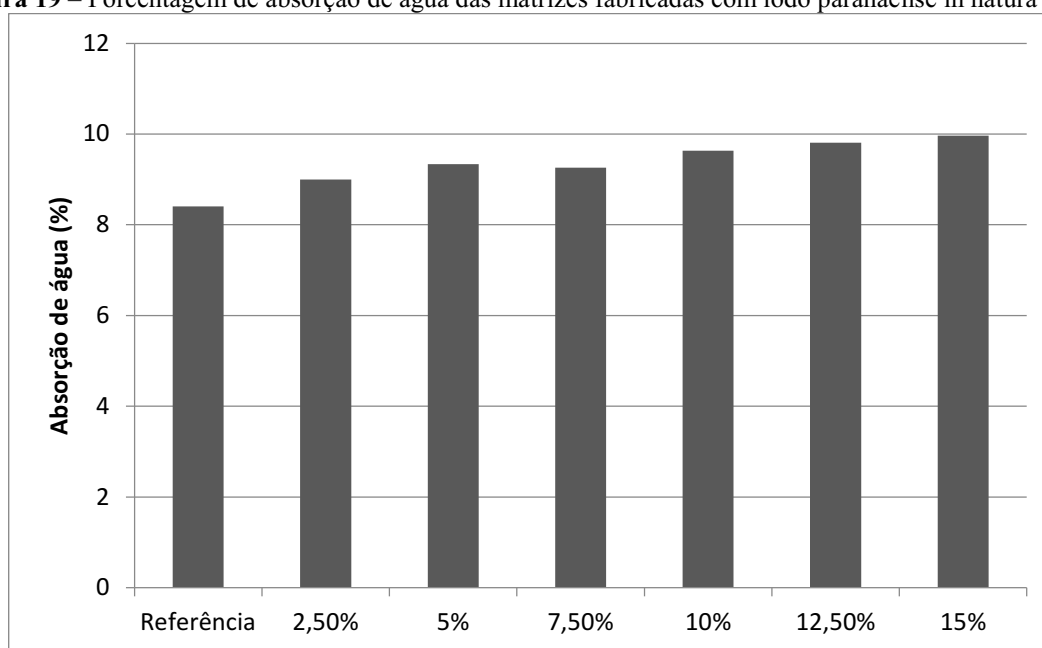
Traço	Média (MPa)	P-Valor
Referência	9,87 a	
2,5 %	8,89 a b	0,3506
5,0 %	10,56 a	0,3211
7,5 %	9,03 a b	0,3091
10,0 %	8,83 a	0,1601
12,5 %	7,64 b	0,0026
15,0 %	6,93 b	0,0033

Fonte: Autoria própria (2021).

Observa-se que os P-valores significativos (menores que 5%) foram referentes aos traços 12,5 e 15 %, revelando que as médias de resistência desses traços são estatisticamente diferentes da média do grupo controle e retêm os valores mais baixos de resistência em relação aos outros tratamentos. Assim, indicando que a substituição de até 10 % do cimento por lodo não irá alterar significativamente a qualidade de compressão das peças.

A Figura 19 apresenta os valores médios obtidos da análise de absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN), bem como o de referência.

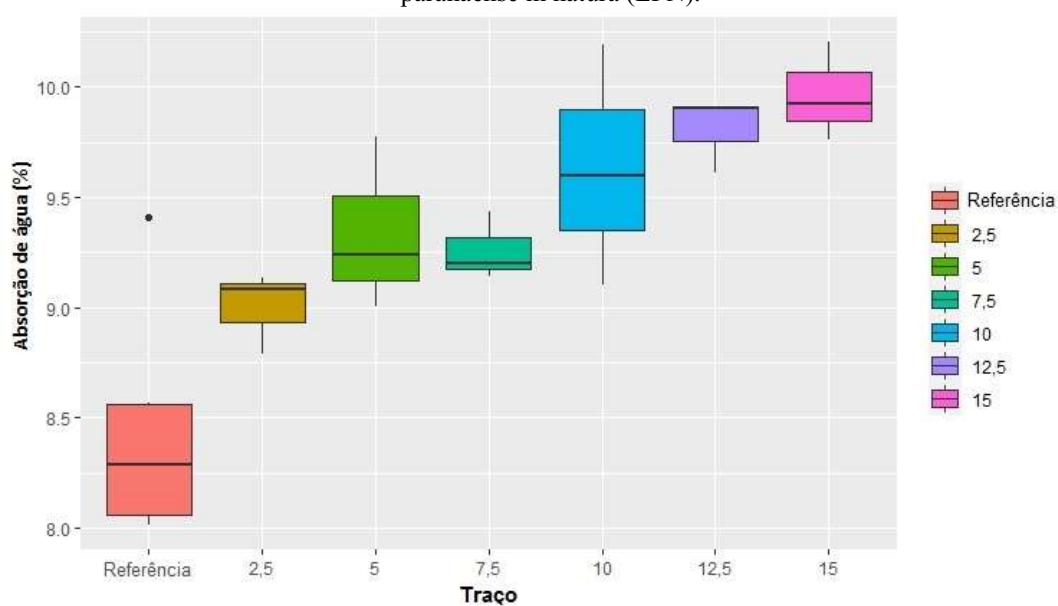
Figura 19 – Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).



Fonte: Autoria própria (2020).

Observa-se uma tendência crescente da absorção de água com o aumento da porcentagem de lodo incorporado no concreto. O diagrama de caixa com as porcentagens obtidas da análise de absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN), é apresentado na Figura 20.

Figura 20 – Diagrama de caixa para as porcentagens de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).



Fonte: Autoria própria (2021).

Análogo aos resultados de resistência observa-se que os dados não apresentam uma homogeneidade de variância, dessa forma utilizou-se também os *Generalized Additive Models for location, scale and Shape* (GAMLSS), Tabela 17.

Tabela 17 – Modelo de GAMLSS aplicado para a absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).

Traço	Média de absorção de água (%)	P-Valor
Referência	8,40 c	
2,5 %	9,01 b	0,0055
5 %	9,34 b	0,0023
7,5 %	9,26 b	0,0003
10 %	9,63 a b	0,0015
12,5 %	9,81 a	< 0,001
15 %	9,96 a	< 0,001

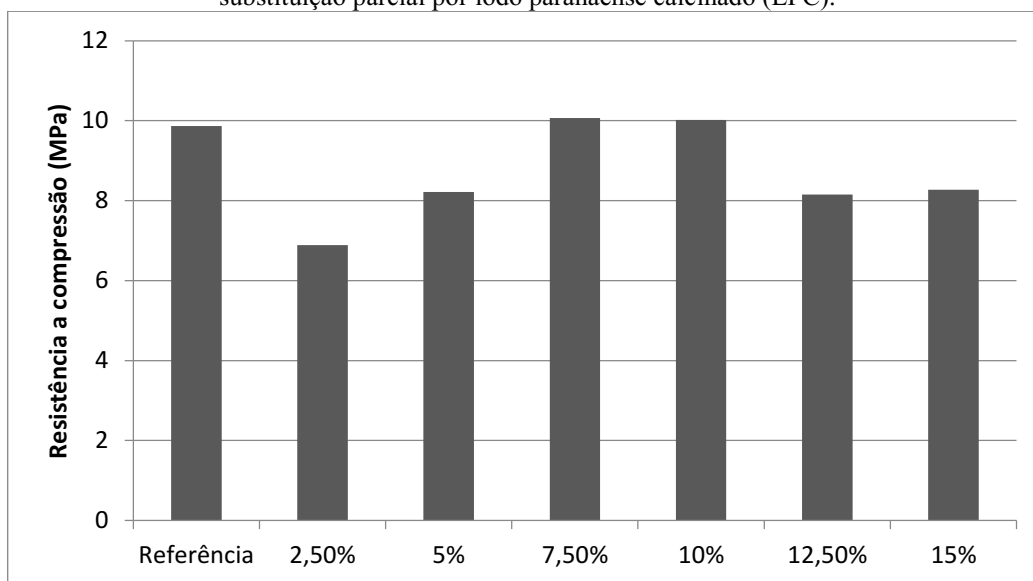
Fonte: Autoria própria (2021).

O modelo GAMLSS mostrou que os corpos de prova com porcentagens de lodo paranaense in natura apresentaram médias de absorção com diferença significativa, ao nível de 5% de probabilidade, com relação a médias dos corpos de referência. Contudo nota-se, por meio do teste de comparação de médias, que os corpos de 2,5 % a 10 % apresentam similaridade nas médias de absorção.

Assim, a análise dos resultados de resistência à compressão, juntamente com os de absorção de água, sugere que uma substituição do cimento por lodo in natura paranaense em matrizes de concreto em proporções de até 10 %, não altera significativamente as propriedades do material, permitindo manter a produção de um concreto de qualidade, similar ao fabricado tradicionalmente.

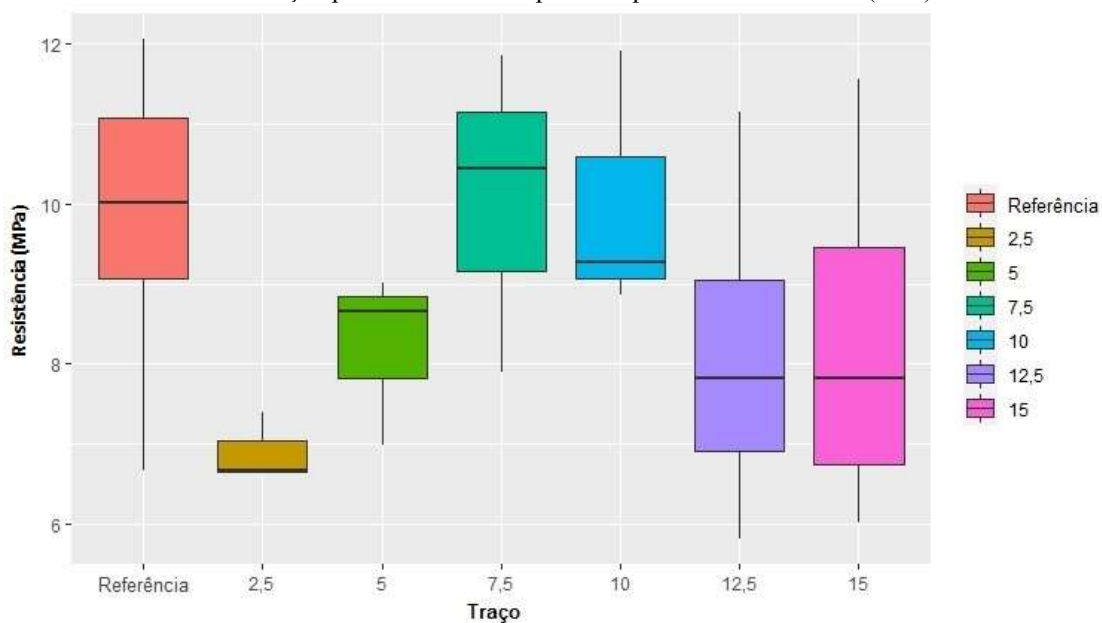
Na Figura 21 e 22, são mostrados os valores médios de resistência à compressão após 28 dias de cura, obtidos para as matrizes de concreto com a substituição parcial do aglomerante por lodo paranaense calcinado (LPC) e o diagrama de caixa, respectivamente.

Figura 21 – Resistência média à compressão após 28 dias de cura das matrizes de concreto fabricadas com a substituição parcial por lodo paranaense calcinado (LPC).



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 22 – Diagrama de caixa para os resultados de resistência à compressão dos concretos fabricados com a substituição parcial de cimento por lodo paranaense calcinado (LPC).



Fonte: Autoria própria (2021).

Analogamente ao lodo paranaense in natura realizou-se a análise de (GAMLSS) para o lodo paranaense calcinado, Tabela 18, mantendo o limite de confiança de 95%.

Tabela 18 – Modelo de GAMLSS aplicado para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).

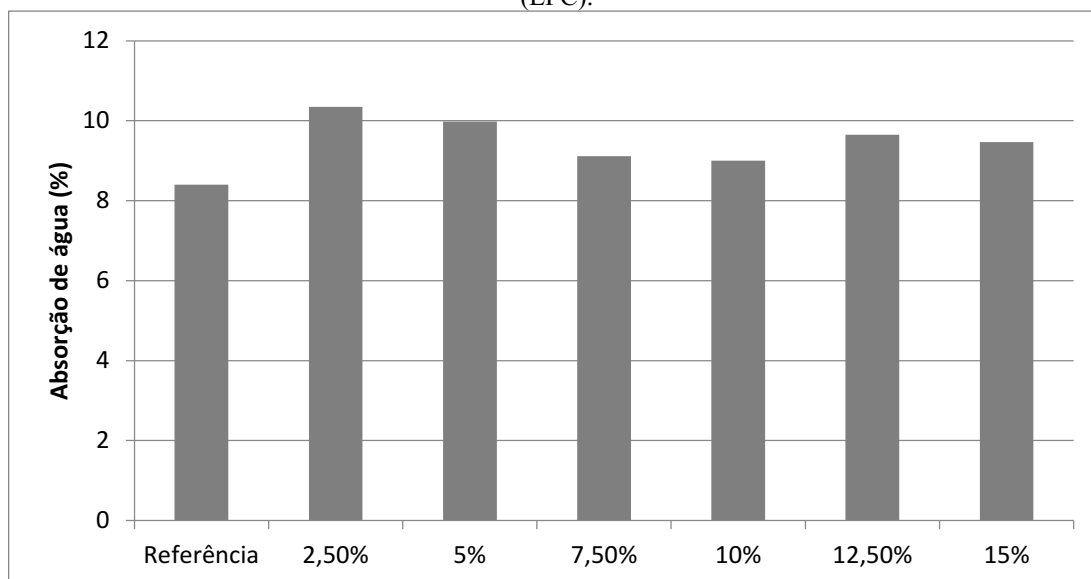
Traço	Média (MPa)	P-Valor
Referência	9,87 a	
2,5 %	6,89 b	0,0002
5 %	8,22 a	0,0472
7,5 %	10,07 a	0,8640
10 %	10,02 a	0,8854
12,5 %	8,15 a	0,1480
15 %	8,27 a b	0,1196

Fonte: Autoria própria (2021).

Neste caso, o resultado GAMLSS para a resistência a compressão, Tabela 18, indica que o resultado de P-valor foi menor que 0,05 apenas para os dois primeiros traços (2,5 e 5 %). Assim estatisticamente, não há diferença significativa entre as demais médias de resistência das amostras do concreto produzido com lodo (LPC) com relação a média de referência, indicando que a utilização de 15% de LPC em substituição ao cimento não altera significativamente as características mecânicas das peças.

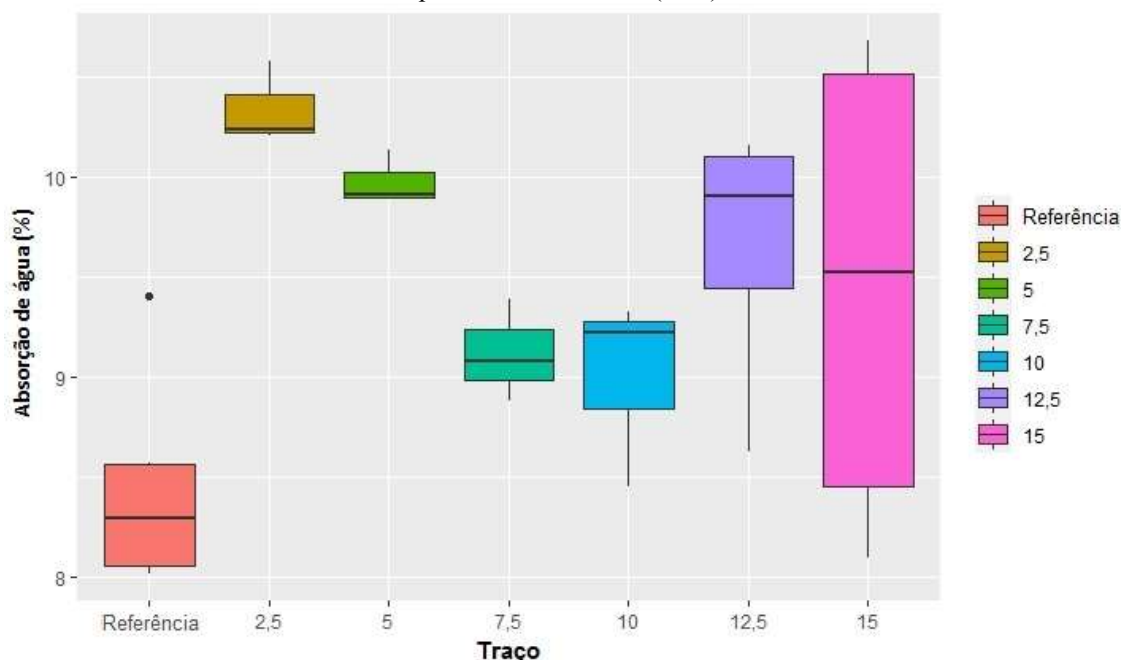
A Figura 23 apresenta os valores médios de absorção de água das matrizes de concreto utilizando lodo paranaense calcinado, e a Figura 24 o diagrama de caixa para esses dados.

Figura 23 – Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 24 – Diagrama de caixa para as porcentagens de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).



Fonte: Autoria própria (2021).

Também pode-se observar que resultados de absorção de água não apresentam uma homogeneidade de variância, por isso utilizou-se GAMLSS apresentado na Tabela 19.

Tabela 19 – Modelo de GAMLSS aplicado para a absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).

Traço	Média de absorção de água (%)	P-Valor
Referência	8,40 d	
2,5 %	10,35 a	< 0,001
5 %	9,98 b	< 0,001
7,5 %	9,11 c	0,0022
10 %	9,00 c	0,0438
12,5 %	9,65 b c	0,0023
15 %	9,46 b	0,0391

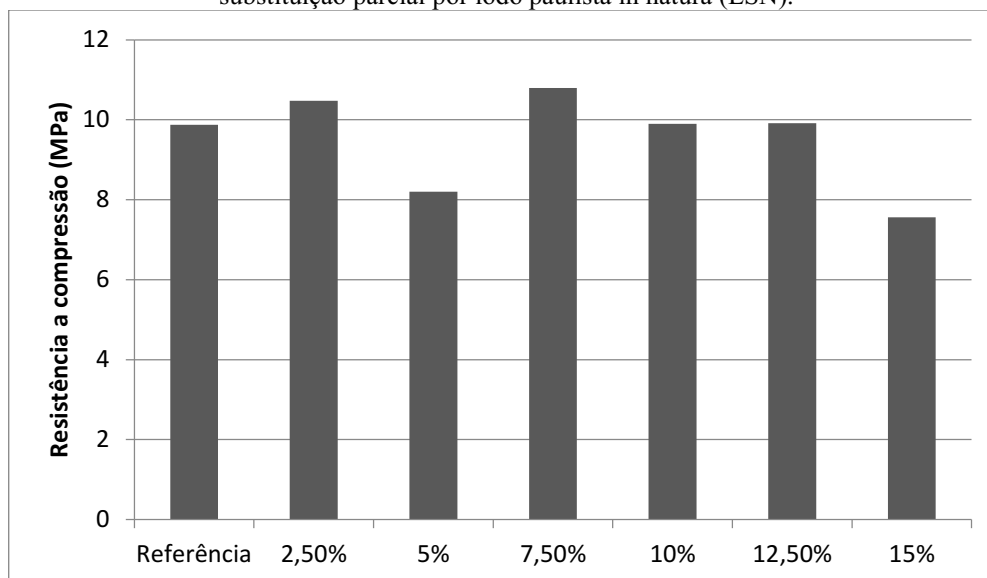
Fonte: Autoria própria (2021).

As peças apresentam médias de absorção de água com diferenças significativas, ao nível de 5% de probabilidade, em relação a peça de referência. Pode-se observar que mesmo uma substituição de cimento por lodo em 15 % manteve médias similares a de 5%, que juntamente com resultados de resistência, sugerem que a utilização de 15% de lodo de ETA calcinado pode ser realizada, mantendo características semelhantes ao corpo de referência.

Para o lodo paulista in natura os valores médios de resistência à compressão após 28 dias de cura estão apresentados na Figura 25, bem como o diagrama de caixa Figura 26.

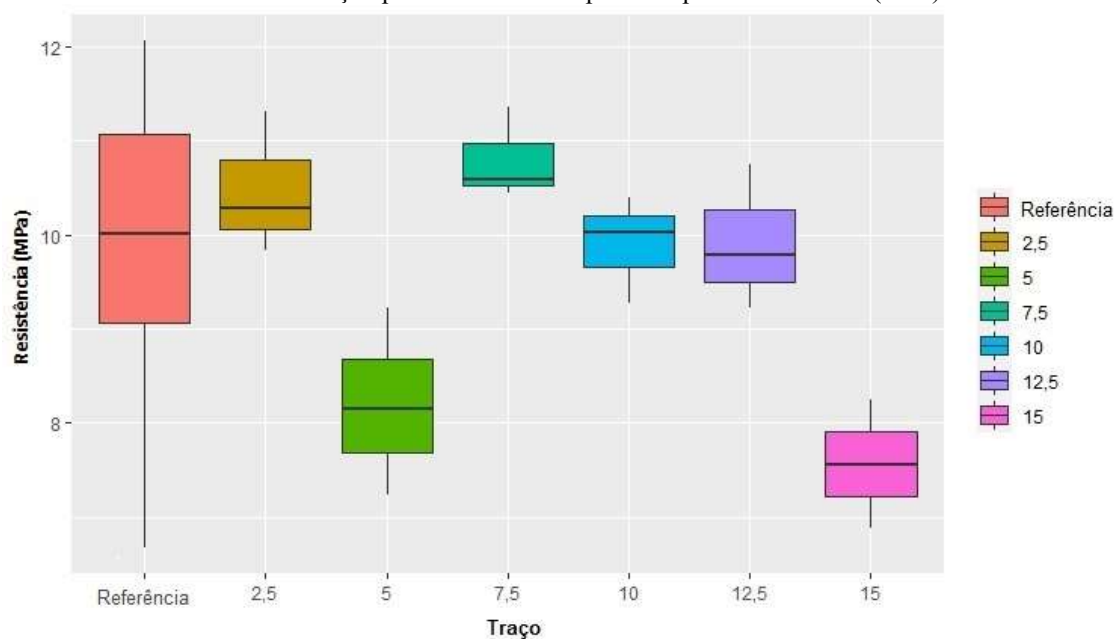
E também foi utilizado o método GAMLSS para determinar quais médias do lodo são diferentes em relação aos dados de referência, Tabela 20, uma vez que o diagrama de blocos mostrou que não há homogeneidade de variância.

Figura 25 – Resistência média à compressão após 28 dias de cura das matrizes de concreto fabricadas com a substituição parcial por lodo paulista in natura (LSN).



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 26 – Diagrama de caixa para os resultados de resistência à compressão dos concretos fabricados com a substituição parcial de cimento por lodo paulista in natura (LSN).



Fonte: Autoria própria (2021).

Tabela 20 – Modelo de GAMLSS aplicado para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista in natura (LSN).

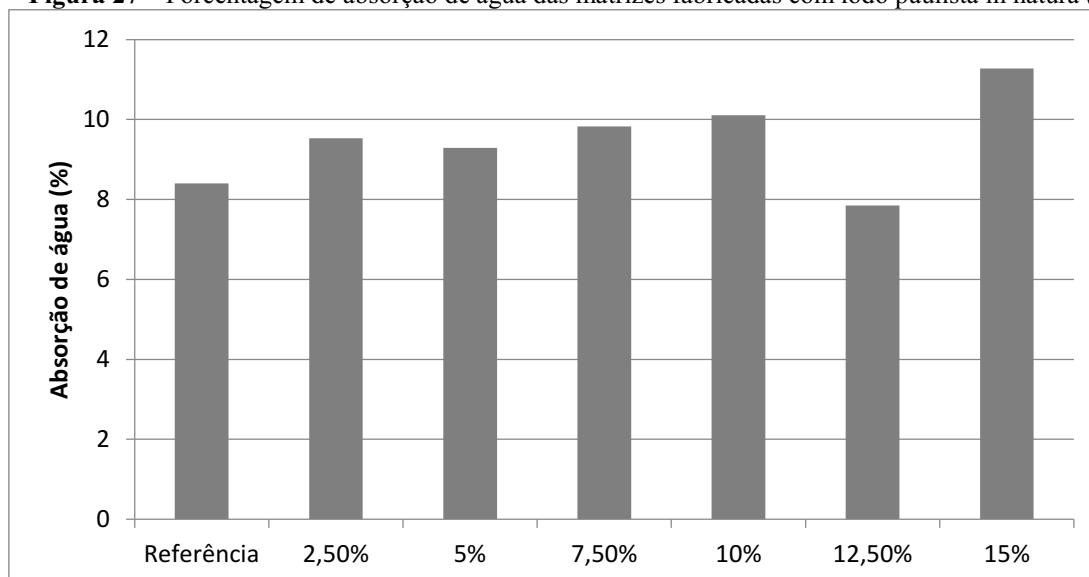
Traço	Média (MPa)	P-Valor
Referência	9,87 b c	
2,5 %	10,47 a b c	0,3911
5 %	8,20 d	0,0419
7,5 %	10,80 a c	0,1605
10 %	9,90 b c	0,9713
12,5 %	9,91 a b c	0,9537
15 %	7,56 d	0,0028

Fonte: Autoria própria (2020).

No lodo paulista in natura o resultado de P-valor nos traços de 5% e 15% é menor que 0,05 indicando, portanto, que houve diferenças significativas com relação a média de resistência à compressão de referência, com um limite de confiança de 95%. Assim, a utilização das demais porcentagens (2,5 %, 7,5 %, 10% e 12,5%) de substituição de cimento por lodo de ETA pode ser indicada, uma vez que as médias de resistência a compressão foram semelhantes à de referência.

Na sequência, os valores médios de absorção de água das matrizes de concreto utilizando lodo paulista in natura são apresentados na Figura 27. Também foi realizada o diagrama de blocos, Figura 28, e o modelo de GAMLSS para identificar quais traços diferem do corpo de referência, Tabela 21.

Figura 27 – Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paulista in natura (LSN).



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 28 – Diagrama de caixa para as porcentagens de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paulista in natura (LSN).

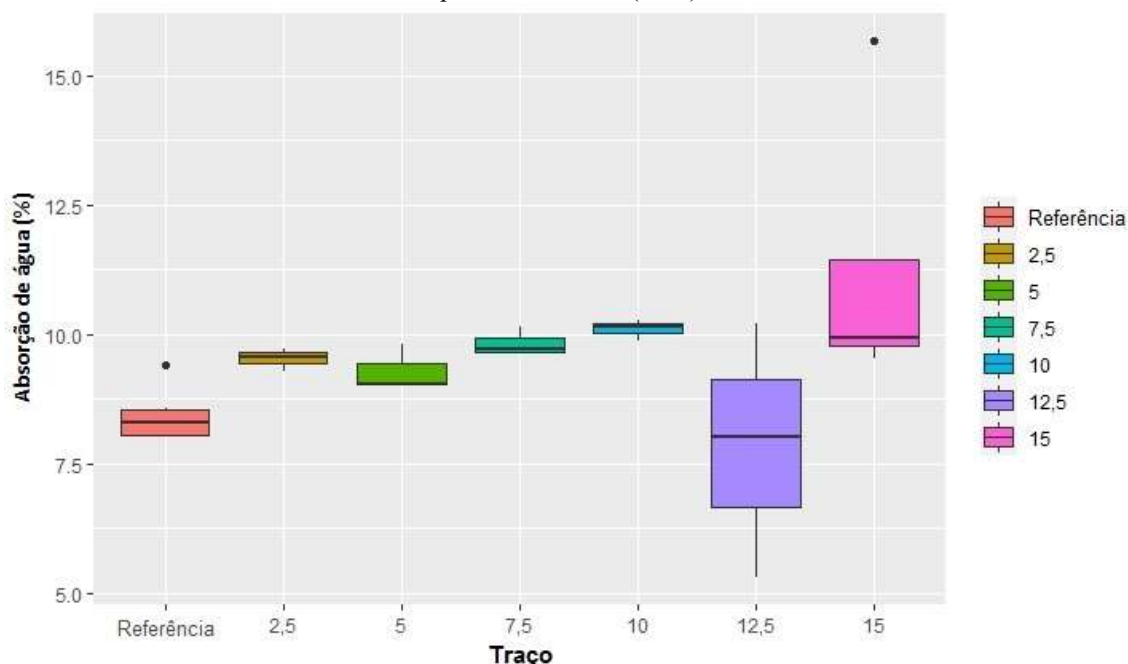


Tabela 21 – Modelo de GAMLSS aplicado para a absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista in natura (LSN).

Traço	Média de absorção de água (%)	P-Valor
Referência	8,40 b	
2,5 %	9,53 a	< 0,001
5 %	9,28 a	0,0051
7,5 %	9,83 a	< 0,001
10 %	10,10 a	< 0,001
12,5 %	7,85 b	0,6452
15 %	11,28 a	0,0435

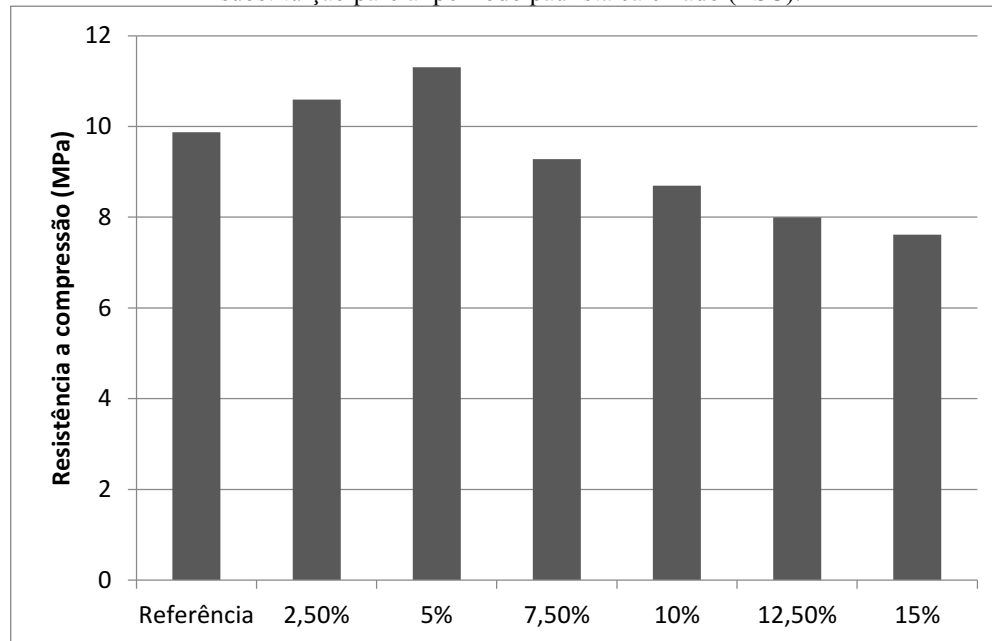
Fonte: Autoria própria (2020).

Pode-se concluir, ao nível de 5% de significância, que as médias para os traços 2,5%, 5%, 7,5%, 10% e 15% foram estatisticamente diferentes em relação ao grupo de referência, sendo apenas o traço de 12,5 % semelhante ao de referência.

Dessa forma, associando os resultados observados de resistência e de absorção para os corpos fabricados com o lodo paulista in natura, a utilização de 12,5 % de lodo pode ser recomendada, de modo que ainda permite produzir um concreto de qualidade.

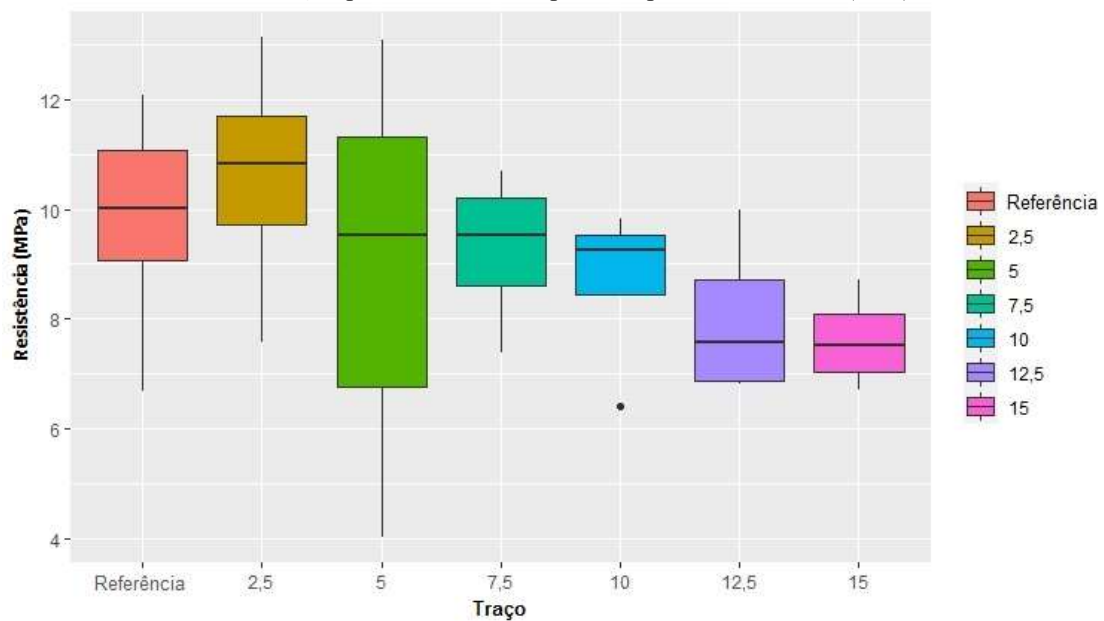
A Figura 29 apresenta os valores médios de resistência à compressão das matrizes de concreto utilizando o lodo paulista calcinado após 28 dias de cura. Também foi realizado o diagrama de blocos, Figura 30, e os resultados do método GAMLSS são apresentados na Tabela 22.

Figura 29 – Resistência média à compressão após 28 dias de cura das matrizes de concreto fabricadas com a substituição parcial por lodo paulista calcinado (LSC).



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 30 – Diagrama de caixa para os resultados de resistência à compressão dos concretos fabricados com a substituição parcial de cimento por lodo paulista calcinado (LSC).



Fonte: Autoria própria (2021).

Tabela 22 – Modelo de GAMLSS aplicado para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).

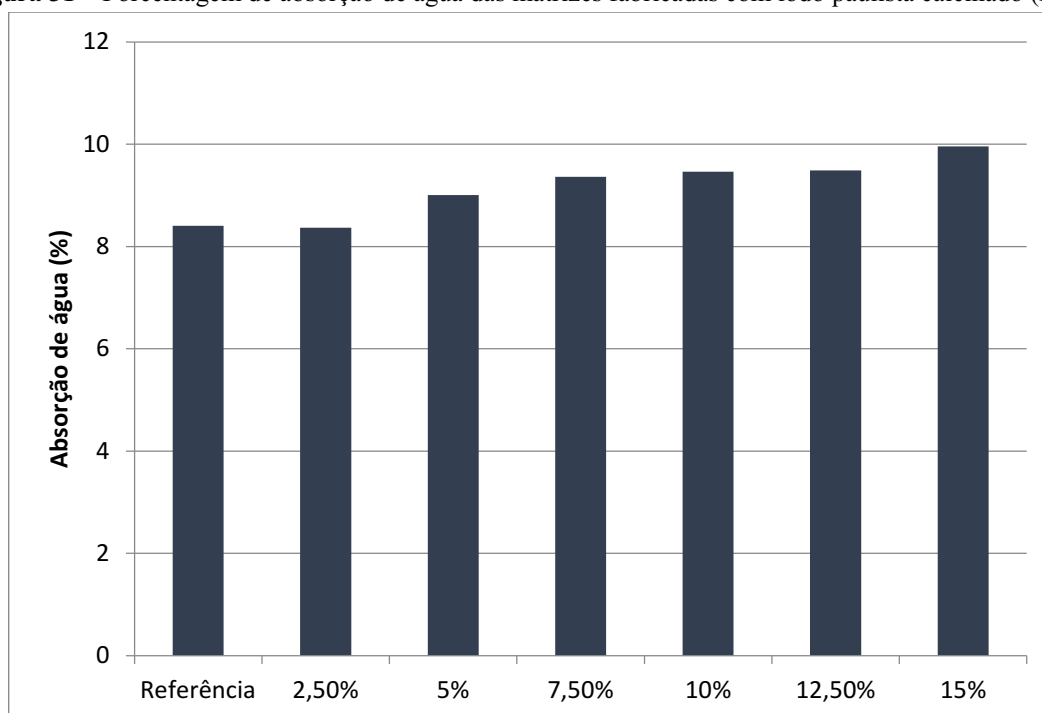
Traço	Média (MPa)	P-Valor
Referência	9,87 a	
2,5 %	10,59 a	0,5404
5 %	8,88 a b	0,6608
7,5 %	9,28 a b	0,4949
10 %	8,70 a b	0,1999
12,5 %	7,99 b	0,0443
15 %	7,61 b	0,0044

Fonte: Autoria própria (2021).

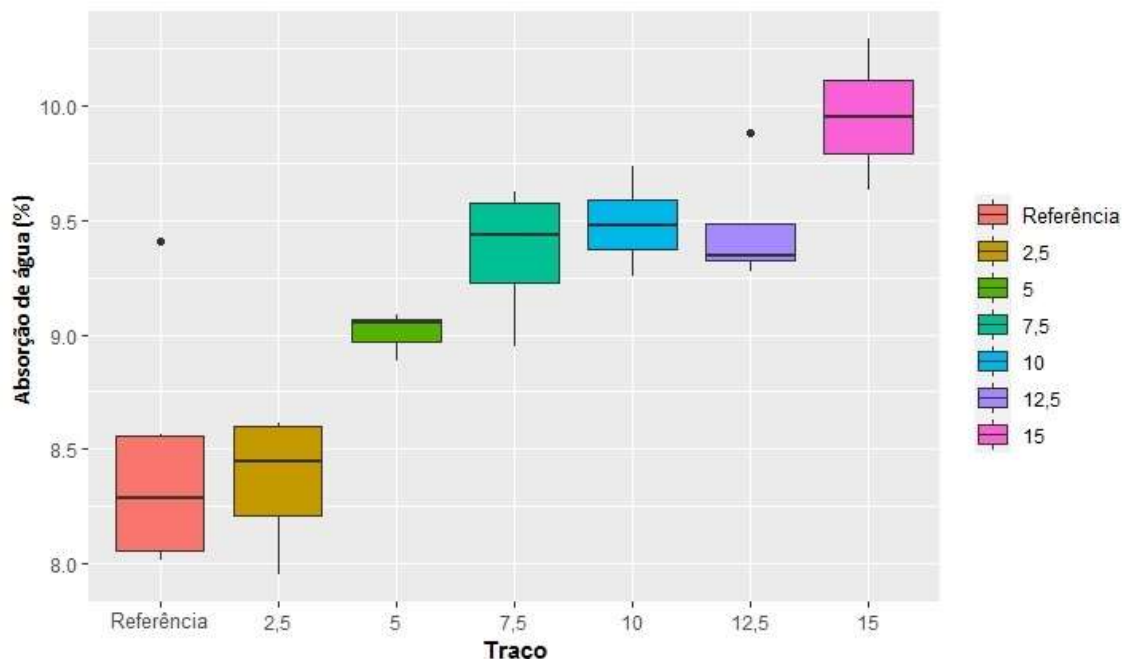
O resultado de P-valor para a resistência à compressão dos concretos fabricados com lodo paulista calcinado foi menor que 0,05 para os traços de 12,5% e 15 %. Sendo isso um indicativo que a incorporação inferior a essas porcentagens de lodo calcinado paulista no concreto não afeta significativamente a resistência mecânica do material produzido.

A Figura 31 apresenta os valores médios de absorção de água das matrizes de concreto utilizando lodo paulista calcinado e o diagrama de caixa é apresentado na Figura 32.

Figura 31 – Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 32 – Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).

Fonte: Autoria própria (2021).

Ao analisar a Figura 31, nota-se que o crescimento da porcentagem de absorção de água ocorre proporcionalmente com o aumento da incorporação de lodo. Foi observado por meio da Figura 32, que não há homogeneidade na variância dos dados, dessa forma o modelo empregado foi GAMLSS, Tabela 23.

Tabela 23 – Modelo de GAMLSS aplicado para a absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).

Traço	Média de absorção de água (%)	P-Valor
Referência	8,40 d	
2,5 %	8,36 d	0,8548
5 %	9,00 c	0,0016
7,5 %	9,36 b	0,0002
10 %	9,46 b	< 0,001
12,5 %	9,48 b	< 0,001
15 %	9,95 a	< 0,001

Fonte: Autoria própria (2021).

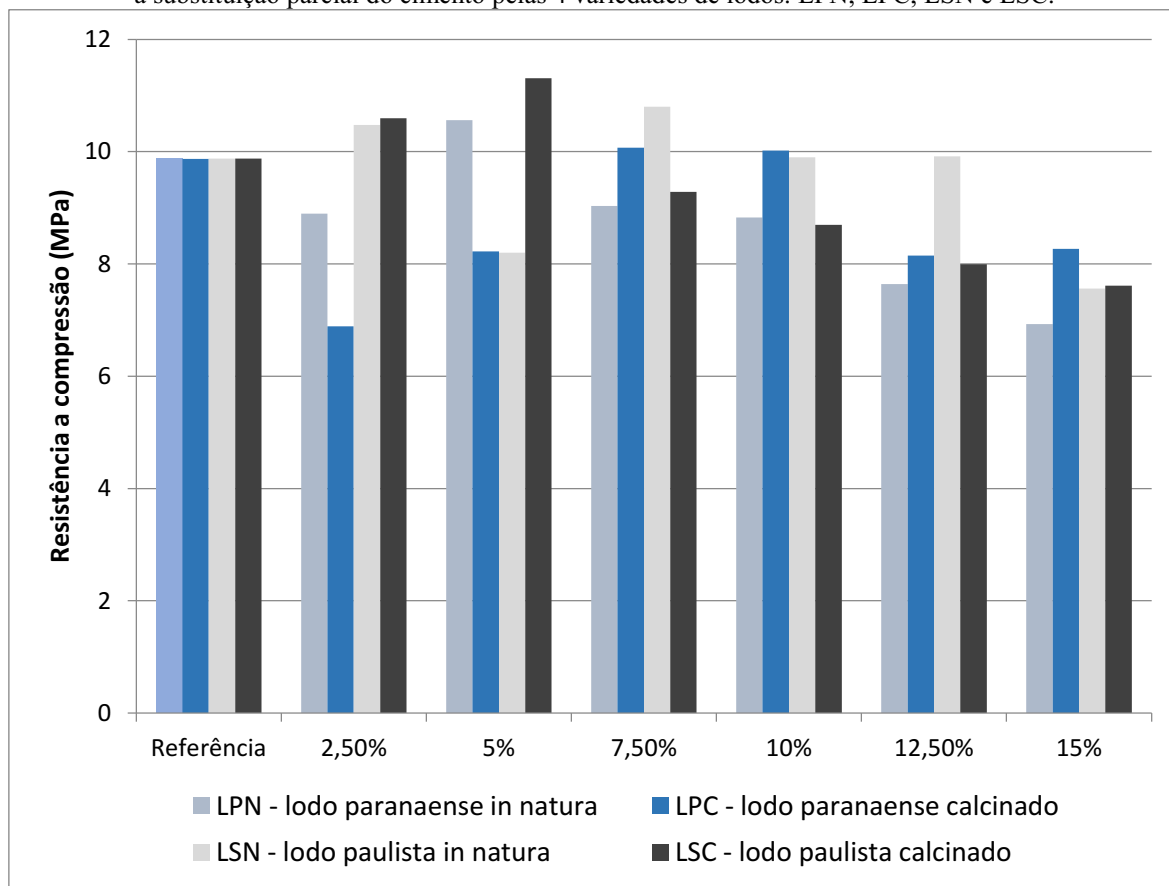
Foi observado que apenas o traço de 2,5 % apresenta similaridade com a média de absorção de referência, sendo que as demais apresentaram p-valor inferior a 0,05, ou seja, apresentaram valores de absorção de água diferentes e superiores aos do corpo de prova referência. Porém, observa-se pelo teste de comparação múltipla de médias que as matrizes com incorporação de 7,5 a 12,5% de lodo paulista calcinado apresentaram médias

de absorção de água apesar de superiores, muito próximas do referênciã. Além disso, observou-se também que a incorporação de até 10 % de lodo não afetou a resistênciã à compressão dos concretos. Assim, ponderando os parâmetros, sugere-se que a substituição de lodo calcinado paulista em até 10 % seja viável.

Para verificar se o método adotado, GAMLSS, está adequadamente ajustado aos resultados de resistênciã a compressão e de absorção de água (de ambas as variedades de concreto produzido com lodo), utilizou-se os gráficos de resíduos (*wormplots*) (BUUREN; FREDRIKS, 2001), apresentado no APÊNDICE 2.

Com a finalidade de proporcionar uma perspectiva geral e simultânea de todas as médias de resistências obtidas a partir variaçã da porcentagem de lodo utilizado nas peças, é apresentado na Figura 33 um gráfico comparativo de resistênciã à compressão para todas as condições empregadas.

Figura 33 – Gráfico comparativo de resistênciã média à compressão das matrizes de concreto fabricadas com a substituição parcial do cimento pelas 4 variedades de lodos: LPN, LPC, LSN e LSC.



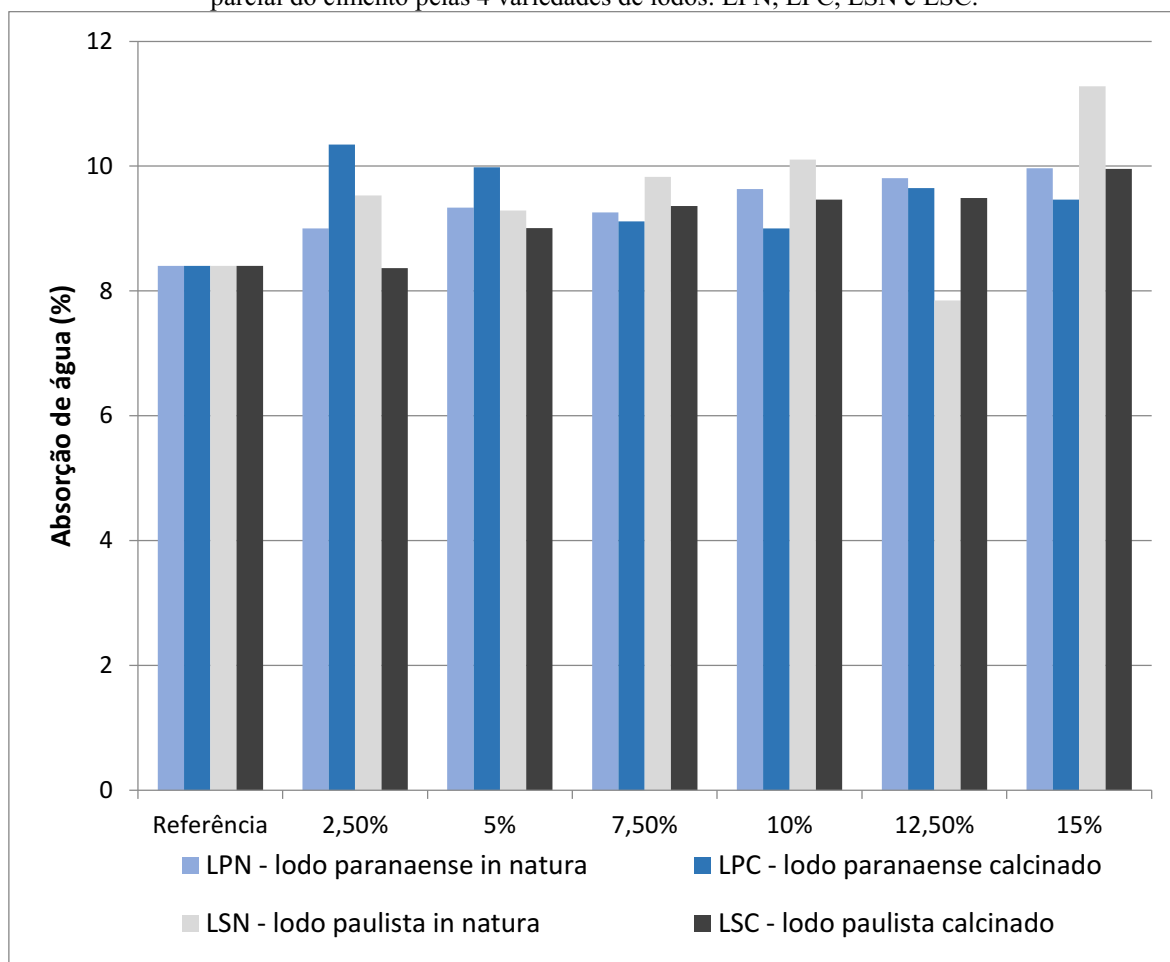
Fonte: Autoria própria (2020).

Ao analisar as resistências dos concretos fabricados com lodos paranaense, in natura e calcinado, nota-se que o tratamento térmico foi vantajoso, pois de maneira geral a Figura 33 exibiu que calcinação resultou em valores de resistência à compressão superior às peças fabricadas com lodo in natura.

Já os corpos de provas confeccionados com os lodos da ETA paulista, exibem resultados que indicam a ineficiência do tratamento térmico na melhora da resistência à compressão das peças, indicando a não viabilidade do mesmo. Dessa forma, verificou-se que mesmo uma operação com menor custo energético permitiu desempenho semelhante.

Os resultados médios de absorção de água de todas as peças fabricadas são apresentadas na Figura 34.

Figura 34– Porcentagem de absorção de água das matrizes fabricadas com a substituição parcial do cimento pelas 4 variedades de lodos: LPN, LPC, LSN e LSC.



Fonte: Autoria própria (2020).

De acordo com Hoppen et al., (2006), os concretos de boa qualidade devem apresentar teores de absorção abaixo de 10%. Ao analisar os resultados da figura 34, nota-

se que em geral os corpos fabricados com as 4 variedades de lodos atendem a esse quesito, indicando boa qualificação dos concretos.

Foi observado que os corpos de provas produzidos com a substituição parcial de cimento por lodo apresentaram um pequeno aumento na porcentagem de absorção de água com relação ao de referência. Segundo Busellato et al.,(2019), esse aumento da absorção de água já é esperado em concretos com lodo de ETA. Ainda de acordo com Tafarel et al., (2016), pode ocorrer a solubilização da matéria orgânica presente no lodo, além de outros compostos, que ao entrar em contato com água podem ser expelidos do corpo de prova, originando espaços vazios.

Essa matéria orgânica consiste em produtos de decomposição de matéria vegetal na forma de húmus ou fragmentos vegetais carbonizados, que podem interferir também nas reações de hidratação do cimento, prejudicando a aderência do agregado com a pasta de cimento e introduzindo fragmentos de baixa resistência mecânica (NEVILLE, 2013; PONTES, 2019).

Assim, após análise detalhada das peças de concreto obtidas a partir da substituição parcial do cimento por lodo de ETA, nas 4 variedades e em diferentes porcentagens, constatou-se que as incorporações de lodo até certas porcentagens não afetam a qualidade do concreto produzido.

Para o lodo paranaense in natura os resultados apontam que uma substituição de cimento por lodo em até 10 %, não diminui a resistência à compressão e também não aumenta significativamente a absorção de água. Enquanto, para o lodo que paranaense calcinado, foi observada a viabilidade de incorporação de até 15 %.

Já os lodos, in natura e calcinados, provenientes da ETA localizada no estado de São Paulo, apresentaram resultados de resistência à compressão de absorção de água, que permitem recomendar a substituição do aglomerante por lodo de ETA em até 12,5 % para o in natura e de 10 % para o calcinado.

Assim, constata-se que os valores das melhores porcentagens de incorporação de ambos os lodos (paranaense e paulista) para a obtenção de um concreto de qualidade foram próximos, indicando que a região da ETA não afetou significativamente nos resultados. Ou seja, lodos de diferentes regiões podem apresentar desempenhos similares em substituição do cimento no concreto. O que já era esperado, uma vez que a caracterização dos resíduos indicou semelhanças físicas, químicas e microestruturais.

Dessa forma, a fim de possibilitar uma análise minuciosa da interação do resíduo com o concreto, foram selecionados para a caracterização química e microestrutural mais

aprofundada os seguintes corpos de prova: LPN 10%, LPC 15%, LSN 12,5 % e LSC 12,5 %. É necessário justificar que devido à falta de amostras de LSC 10% (percentual recomendado estatisticamente), optou-se por caracterizar os corpos de provas com 12,5 % , uma vez que as porcentagens são próximas.

5.2.2 Caracterização química e microestrutural das matrizes de concreto

Na Tabela 24 é apresentada a fluorescência de raios-x de amostras dos corpos de prova de referência e dos corpos de prova com incorporações de lodo.

Tabela 24 - Fluorescência de raios-x das peças de concreto, expressos em porcentagem de massa.

COMPOSTO	Referência	LPN 10 %	LPC 15 %	LSN 12,5 %	LSC 12,5 %
SiO ₂	36,473	33,35	45,67	36,32	36,02
Al ₂ O ₃	6,71	8,13	6,94	9,26	8,69
Fe ₂ O ₃	4,43	5,26	4,36	4,89	4,56
SO ₃	2,97	2,46	2,51	3,11	2,61
TiO ₂	0,71	1,10	0,89	1,12	0,82
CaO	47,66	48,51	38,67	43,98	46,37
K ₂ O	0,71	0,79	0,69	0,89	0,71
Outros	0,34	0,40	0,27	0,43	0,22

Fonte: Autoria própria (2021).

Foi verificado que, em geral, a composição dos corpos de prova referência e os que receberam a substituição de cimento por lodo, nas porcentagens investigadas, não apresentaram notável diferença nas proporções dos compostos. Exceto pelo corpo de prova LPC 15 %, o qual apresenta uma composição de quase 10% a mais de SiO₂ em relação aos demais corpos, cabendo lembrar que o índice de atividade pozolânica foi maior neste lodo com relação aos demais, bem como seu desempenho de resistência à compressão que foi maior na porcentagem de 15%.

Com o objetivo de avaliar a estabilização e solidificação dos contaminantes, alumínio e ferro, nas matrizes de concreto, realizou-se ensaios de lixiviação e solubilização nas peças. Os valores obtidos são apresentados nas Tabelas 25 e 26.

Tabela 25 - Concentração de contaminantes no extrato lixiviado das matrizes de concreto.

Metal	Referência	LPN 10 %	LPC 15 %	LSN 12,5 %	LSC 12,5 %
	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)
Alumínio	0,02094	0,2212	1,9877	0,3267	2,8209
Ferro	0,0108	1,2547	1,0732	0,2059	0,0234

Fonte: Autoria própria (2021).

Tabela 26 - Concentração de contaminantes no extrato solubilizado das matrizes de concreto.

Metal	Referência	LPN 10 %	LPC 15 %	LSN 12,5 %	LSC 12,5 %
	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)	(mg.L⁻¹)
Alumínio	0,2892	1,4311	0,646	1,9058	1,8901
Ferro	0,0239	6,2250	4,1944	2,0147	1,2101

Fonte: Autoria própria (2021).

Foi observado nos extratos de lixiviação e solubilização, que os corpos de provas fabricados com a incorporação de lodo resultaram em concentrações de alumínio e ferro superiores às observadas no corpo de prova de referência. Isso já era esperado e é justificado pela alta concentração desses metais nos lodos.

Dessa forma, também foi quantificada a eficiência de retenção de alumínio e ferro nas matrizes de concreto, relacionando as concentrações dos contaminantes presentes nos extratos lixiviados e solubilizados dos lodos com as concentrações dos contaminantes presentes no concreto fabricado com o mesmo, o que reflete a efetividade de imobilização dos metais no concreto. A Tabela 27 indica a eficiência de retenção no lixiviado e a Tabela 28 é referente à retenção no extrato solubilizado.

Tabela 27 - Eficiência de retenção de metais no lixiviados das matrizes de concretos fabricadas com lodos.

Elemento	Eficiência de retenção de metais (%)			
	LPN 10 %	LPC 15 %	LSN 12,5 %	LSC 12,5 %
Alumínio	97,80	77,44	99,02	90,30
Ferro	90,83	88,25	93,09	99,21

Fonte: Autoria própria (2020).

Observa-se que a eficiência de retenção dos metais foi alta, sendo que todos os corpos de prova apresentaram eficiências acima de 75%. Isso demonstra que além da estabilização física do resíduo, houve também a estabilização química dos metais nas matrizes de concreto.

Tabela 28 - Eficiência de retenção de solubilizados das matrizes de concretos fabricadas com lodos.

Elemento	Eficiência de retenção de metais (%)			
	LPN 10 %	LPC 15 %	LSN 12,5 %	LSC 12,5 %
Alumínio	76,58	55,75	68,08	62,50
Ferro	75,08	78,48	57,94	47,84

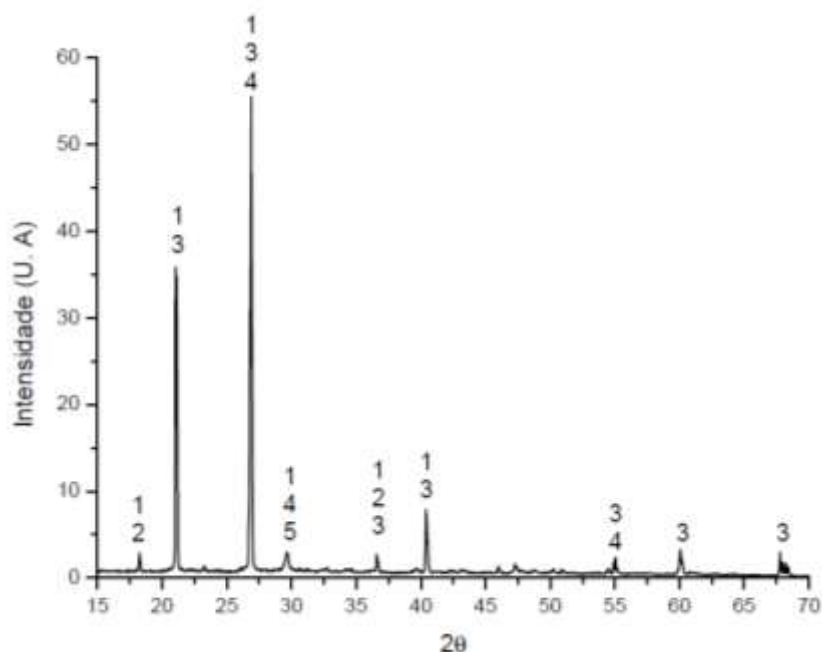
Fonte: Autoria própria (2020).

As eficiências de retenção obtida nos extratos solubilizados dos corpos de prova fabricados com lodo resultaram em diferentes porcentagens de imobilização dos metais, porém todas foram, aproximadamente, acima de 50%, indicando uma boa eficiência de retenção dos metais. Os principais compostos cristalinos detectados nas amostras de concretos, após 28 dias de cura, são apresentados na Tabela 29. O difratograma do corpo de prova de referência é apresentado na Figura 27.

Tabela 29 - Compostos cristalinos detectados nas amostras dos concretos fabricados.

Composto	Fórmula	Identificação
Etringita	$3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot 32\text{H}_2\text{O}$	1
Portlandita	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	2
Silica	SiO_2	3
Tobermorita	$3\text{CaO} \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	4
Calcita	CaCO_3	5

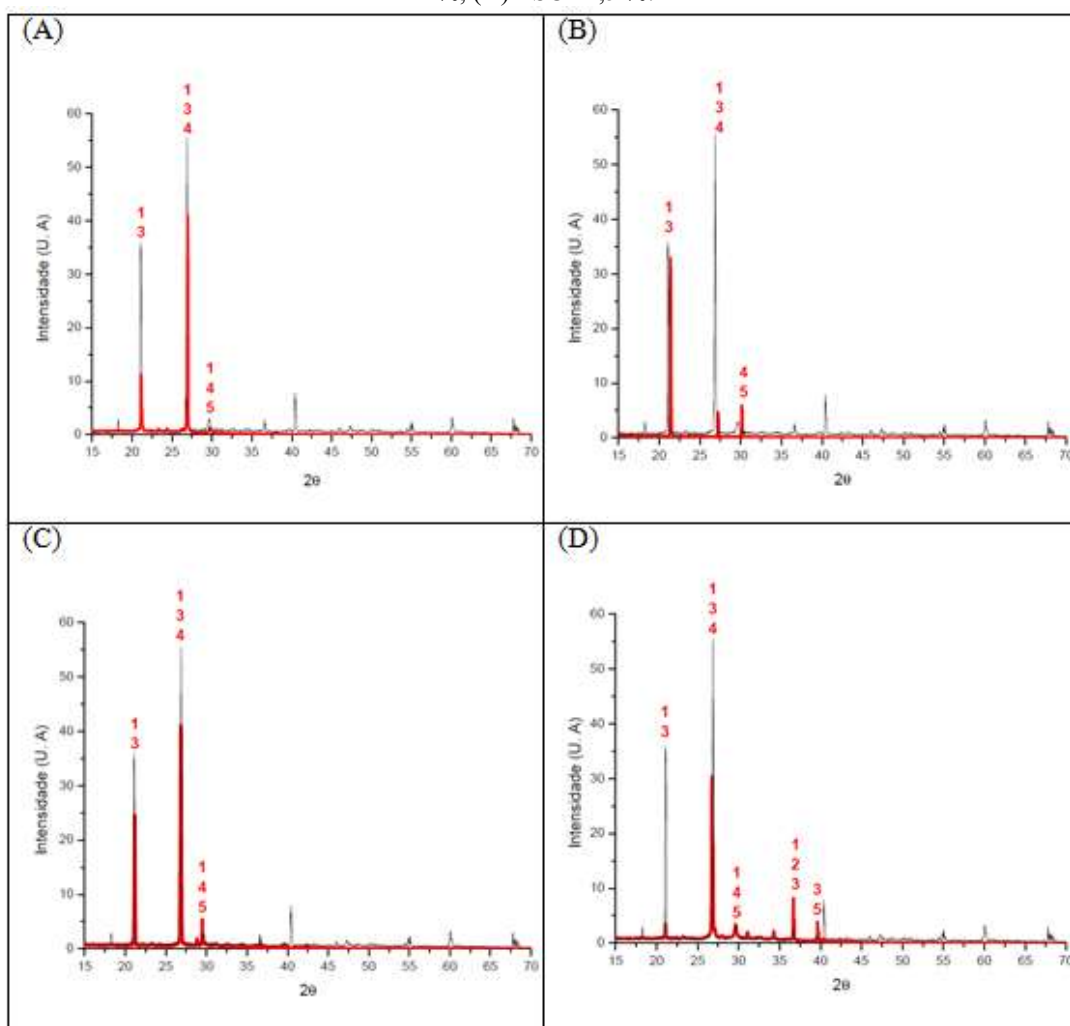
Fonte: Autoria própria (2021).

Figura 35 - Difratograma de raios-x do corpo de prova referência.

Fonte: Autoria própria (2021).

A Figura 36 apresenta a sobreposição do difratograma do corpo de prova referência (em preto) e dos difratogramas obtidos das amostras dos corpos de provas fabricados com a incorporação de lodo, nas seguintes porcentagens: LPN 10%, LPC 15%, LSN 12,5 % e LSC 12,5 % (em vermelho).

Figura 36 – Difratogramas dos corpos de provas fabricados: (A) LPN 10 %, (B) LPC 15 %, (C) LSN 12,5 %, (D) LSC 12,5 %.



Fonte: Autoria própria (2021).

Como pode ser observado nas Figuras 35 e 36, foram identificadas estruturas cristalinas características do cimento hidratado.

O composto mais importante que caracteriza as propriedades do concreto, formado pela reação de hidratação, a tobermorita que se trata de silicato cálcio hidratado (C-S-H)

pode ser observada em todas as amostras. Uma concentração mais alta de CSH resulta em maiores propriedades de resistência à compressão do concreto (SIDDIQU, SHRIVASTAVA, CHAUDHARY, 2018). Foi observada uma incidência e intensidade maior desse composto no difratograma de referência, Figura 35.

Essa formação do gel CSH também é vantajosa em termos de ligação de contaminantes, pois acarreta em uma grande área de adsorção, devido ao seu alto grau de microporosidade. Assim, o gel CSH detém uma eficiente capacidade de sorção, e por isso, grande parte dos metais pode ser adsorvida na superfície, especificamente os que possuem em sua camada de valência dois ou três elétrons (SPENCE, 1993; DOHNÁLKOVÁ, DROCHYTKA, HODUL, 2018). Este fato justifica as altas porcentagens de eficiência de retenção de alumínio e ferro observada nos extratos lixiviados e solubilizados.

Também foi identificado em ambos os difratogramas dos corpos de prova à presença de outro produto da hidratação do cimento a etringita (trissulfoaluminato de cálcio hidratado). Porém, os corpos de provas com lodo apresentaram picos de intensidade menor desse composto, que pode ser justificado pela diminuição de cimento no traço. A presença de sílica, calcita e a portlandita, que é um hidróxido de cálcio, também foram identificadas em ambos os difratogramas.

Essas fases cristalinas supracitada são encontradas, frequentemente, em amostras de concreto e estão em concordância com obtidas por Siddique, Shrivastava e Chaudhary (2018), Dohnálkova, Drochytka e Hodul (2018) e Malliou et al., (2007).

Pode ser verificado que a substituição de cimento por resíduo não alterou significativamente a presença das fases cristalinas, porém diminuiu a quantidade e intensidade das mesmas quando comparadas com o difratograma do concreto de referência, que pode estar de acordo com o pequeno decréscimo de resistência observado nos corpos de prova contendo resíduo.

6 CONCLUSÃO

O estudo da estabilização e solidificação dos lodos de ETAs caracterizados no presente trabalho possibilitou as seguintes conclusões:

- Os lodos possuem altos teores de umidade, mas também apresentam porcentagens elevadas de sólidos fixos, indicando a viabilidade do mesmo para ser utilizado como matéria-prima no concreto, uma vez que a matéria inorgânica não interfere na fixação do cimento;
- Os lodos, de ambas as ETAs investigadas, apresentaram concentrações de alumínio no solubilizado acima do permitido pela normativa brasileira e, por isso, são classificados como resíduos sólidos, Classe IIA – não perigosos, não inertes, sendo verificado também, que a composição majoritária nos lodos é de SiO_2 , Al_2O_3 e Fe_2O_3 .
- Os concretos fabricados com lodo apresentaram boa qualidade, apresentando no geral teores de absorção de água inferiores a 10%.
- Os testes de resistência à compressão e absorção de água dos corpos de prova indicaram, estatisticamente, a viabilidade de substituição do cimento por lodo in natura paranaense em até 10 %, enquanto para o calcinado foi de 15 %. Já os lodos, in natura e calcinados, provenientes da ETA localizada no estado de São Paulo, apresentaram resultados que permitem recomendar a utilização em até 12,5 % para o lodo in natura e de 10 % para o calcinado.
- A retenção de alumínio e ferro nos extratos lixiviados e solubilizados dos concretos contendo lodo (LPN 10%, LPC 15%, LSN 12,5 % e LSC 12,5) foram superiores a 50 %, demonstrando eficácia na retenção dos metais por meio da estabilização química.
- A substituição de cimento por lodo não modificou o aparecimento das fases cristalinas, porém reduziu ligeiramente a quantidade e intensidade das mesmas em relação às do corpo de prova referência.
- O tratamento térmico não resultou, para o lodo paulista, melhora no desempenho do concreto produzido, indicando a não viabilidade do mesmo. Enquanto, para o lodo paranaense, foi observado que a calcinação permitiu um aumento de porcentagem de lodo utilizado no concreto, cabendo avaliar a viabilidade econômica do mesmo.

- As diferentes regiões de localização das estações de tratamento em estudo não interferiram consideravelmente nos resultados dos concretos obtidos, todavia isso foi justificado pela semelhança que a caracterização dos resíduos demonstrou.

Assim, conclui-se que substituição do cimento por lodo de ETA é tecnicamente viável, desde que a porcentagem utilizada atenda os requisitos para um concreto de qualidade e que proporcione a retenção dos contaminantes presentes no resíduo. Deve-se ressaltar ainda, o quanto esses resultados das melhores porcentagens de utilização do lodo de ETA podem representar em escala global, uma vez que o concreto é o segundo material mais consumido no mundo, ficando atrás apenas da água.

7 RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

- Avaliar a microscopia eletrônica de varredura (MEV), nas peças de concreto obtidas com a substituição de cimento por lodo, bem como na peça de referência (cabe destacar que tal análise seria realizada no presente trabalho, porém devido ao cenário pandêmico do COVID-19 as instituições que possuem o equipamento para esta análise encontram-se fechadas).
- Avaliar a viabilidade econômica de aplicação do método de estabilização e solidificação em escala industrial.
- Analisar o comportamento mecânico, químico e físico de concretos com adição de lodo de ETA, após a remoção do alumínio em excesso presente no resíduo.
- Avaliar a empregabilidade do lodo de ETA como aditivo no concreto, e não como substituinte do cimento.
- Realizar ensaios de resistência à compressão em menores e maiores idades, examinando como podem ocorrer variações de durabilidade devido à decomposição de matéria orgânica, por exemplo.

REFERÊNCIAS

ABCP. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND. **Guia básico de utilização do cimento portland**. 7.ed. São Paulo: 2002. Disponível em: <http://solucoesparacidades.com.br/wp-content/uploads/2012/11/28-Guia-basico-de-utilizacao-do-cimento-portland.pdf>. Acesso em: 04 out. 2019.

ABCP. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND. **Pesquisa inédita e exclusiva revela cenário do mercado brasileiro de concreto**. 2013. Disponível em: <https://abcp.org.br/imprensa/noticias/pesquisa-inedita-e-exclusiva-revela-cenario-do-mercado-brasileiro-de-concreto/>. Acesso em: 28 mai. 2020

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**. Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

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

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

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007**. Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12653**. Materiais pozolânicos — Requisitos. Rio de Janeiro, 2014.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12653**: Materiais pozolânicos – Especificação. Rio de Janeiro, ABNT, 2014.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12655**. Concreto de cimento Portland — Preparo, controle, recebimento e aceitação — Procedimento. Rio de Janeiro, 2015.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15894-1**. Metacaulim para uso com cimento Portland em concreto, argamassa e pasta. Parte 1: Requisitos. Rio de Janeiro, 2010.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15895**. Materiais pozolânicos – Determinação do teor de hidróxido de cálcio fixado – Método Chapelle modificado. Rio de Janeiro, 2010.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16697**. Cimento Portland: Requisitos. Rio de Janeiro: ABNT, 2018.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7211**. Agregados para concreto. Rio de Janeiro, 2009.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8522**. Concreto – Determinação dos módulos de elasticidade e de deformação à compressão. Rio de Janeiro, 2017.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9778**. Argamassa e concreto endurecidos – determinação da absorção de água, índice de vazios e massa específica. Rio de Janeiro, 2009.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9781**. Peças de concreto para pavimentação — Especificação e métodos de ensaio. Rio de Janeiro. 2013.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9935**. Agregados – Terminologia. Rio de Janeiro, 2011.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NRB 5739**. Concreto – Ensaio de compressão de corpos de prova cilíndricos. Rio de Janeiro, 2018.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NRB 9781**: Peças de concreto para pavimentação – Especificação e métodos de ensaio. Rio de Janeiro, 2013.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10664**: águas: determinação de resíduos (sólidos): método gravimétrico. Rio de Janeiro, 1989.

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sludge quantification at water treatment plant and its management scenario. **Environmental Monitoring and Assessment**, ago. 2017.

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M.. Sustainable management of water treatment sludge through 3‘R’ concept. **Journal of Cleaner Production**, 2016.

AHMAD, T.; K. AHMAD, A.; AHAD, AND M. ALAM. Characterization of water treatment sludge and its reuse as coagulant. **Journal Environmental Manage**, p. 606–611. 2016.

AKAN, M. Ö., DHAVALÉ, D. G., SARKIS, J.; Greenhouse gas emissions in the construction industry: An analysis and evaluation of a concrete supply chain. **Journal of Cleaner Production**, p. 1195–1207, 2017.

ALBERS, A. P. F. et al. **Um método simples de caracterização de argilominerais por difração de raios X**. 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/ce/v48n305/a0848305>. Acesso em: 02 fev. 2020.

ALEXANDRE, E.; LUZ, C. A. Substituição parcial do cimento CPV-ARI por lodo de estação de tratamento de água (ETA). **Revista Matéria**, v. 25, n.1, 2020

ANDRADE, J. J. O.; WENZEL, M. C.; ROCHA, G. H.; SILVA, S. R. Performance of rendering mortars containing sludge from water treatment plants as fine recycled aggregate. **Journal of Cleaner Production**, abr. 2018.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington D.C., 20ed, 1998.

ARAÚJO, A.M. **Avaliação operacional e características do lodo gerado na indústria da água do litoral sul de Pernambuco**. 2006. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006.

AUDEBERT, A.; FOFANA, M. Rice yield gap due to iron toxicity in West Africa. **Journal of Agronomy and Crop Science**, v. 195, p. 66-76, 2009.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Constructive Approaches Toward Water Treatment Works Sludge Management: An International Review of Beneficial Reuses. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, p. 129-164, 2007.

BARBOSA, R. M. et. al. A Toxicidade de Despejos (lodos) de Estações de Tratamento de Água à *daphnia similis* (ceadocera, crustacea). In: **CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA**, 27., 2000. Porto Alegre: AIDIS, 2000.

BARROSO, M. M. **Influência das micro e macropropriedades dos lodos de estações de tratamento de águas no desaguamento por leito de drenagem**. 2002. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2007.

BARTH, E. F.; PERCIN, P. **Stabilization and Solidification of hazardous wastes – Pollution technology review**. V. Park Ridge, Noyes, 1990.

BASTOS, P. S. **Fundamentos do Concreto Armado**. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia. Bauru, SP. 2006.

BATTAGIN, A. F. CIMENTO PORTLAND. **CONCRETO: CIÊNCIA E TECNOLOGIA**. 1 ed. São Paulo: IBRACON, 2v., Capítulo 6., 2011.

BECHARA, E. **Aspectos relevantes da política nacional de resíduos sólidos Lei nº 12.305/2010**. São Paulo: Atlas, 2013. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsmib&AN=edsmib.000003492&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 16 ago. 2019.

BECKER, J. L.; **Estatística Básica: Transformando dados em informações**. Porto Alegre: Bookman, 2015.

BITENCOURT, G.A. **Caracterização ecotoxológica de lodo gerado em estação de tratamento de água**. 2016. Tese (Doutorado em Ciências: Biologia na Agricultura e no Ambiente). Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2016.

BITTENCOURT, C. **Tratamento de água e efluentes: fundamentos de saneamento ambiental e gestão de recursos hídricos**. [s. l.], 2014. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsmib&AN=edsmib.000009818&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 16 ago. 2019.

BOURGEOIS, J. C.; WALSH, M. E.; GAGNON, G. A. Treatment of drinking water residuals: comparing sedimentation and dissolved air flotation performance with optimal cation ratios. **Water Research**, p. 1173-1182, 2004.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Portaria 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Brasília, 2011. Disponível em: http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso em: 10 jul. 2019.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Portaria GM/MS N° 888, de 4 de maio de 2021**. Brasília, 2021.

BRASIL. LEI N° 9.433, DE 8 JANEIRO DE 1997. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 8 janeiro 1998. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em 12 nov.2019.

BRASIL. LEI N° 9.605, DE 12 DE FEVEREIRO DE 1998. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 12 fevereiro 1998. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm. Acesso em 14 out. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n° 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, p. 39-46, 2011.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto - 2017. **SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**, 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. **Atlas Brasil: Abastecimento Urbano de água: Panorama Nacional**. Brasília, DF: ANA, 2010. V.1. Disponível em: <http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/Resumo%20Executivo/Atlas%20Brasil%20-%20Volume%201%20-%20Panorama%20Nacional.pdf>. Acesso em: 14 out. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos hídricos no Brasil 2018**: informe anual. Brasília, DF: ANA, 2018. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/informe_conjuntura_2018.pdf. Acesso em: 14 out. 2019.

BRASIL. RESOLUÇÃO N° 430, DE 13 DE MAIO DE 2011. Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 10 out. 2019.

BRITO, A. L. F. **Protocolo de avaliação de materiais resultantes da estabilização por solidificação de resíduos**. 2007. Tese – Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

BRITO, A. L. F.; SOARES, S. R. Avaliação da integridade e da retenção de metais pesados em materiais estabilizados por solidificação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n. 1, p. 39-48, 2009.

BUUREN, S. V.; FREDRIKS, M. Worm plot: a simple diagnostic device for modelling growth reference curves. **Statistics in medicine**, v. 20, n. 8, p. 1259-1277, 2001.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Superficiais: Apêndice D - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade**. São Paulo, 2014.

CHEN, C.L.; KUAN, S. L.; HSIEH, C. H. Stabilization of Cu in acid-extracted industrial sludge using a microwave process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 123, n. 1-3, p. 256-261, 2005.

CHEN, H.; MA, X.; DAI, H. Reuse of water purification sludge as raw material in cement production. **Cement & Concrete Composites**, p. 436-439, 2010.

CHIANG, K. Y. et al. Lightweight bricks manufactured from water treatment sludge and rice husks. **Journal of Hazardous Materials**, p. 76–82, 2009.

CMN. CÔMITE MERCOSUL DE NORMALIZAÇÃO. **NM 137: Argamassa e concreto – Água para amassamento e cura de argamassa e concreto de cimento portland**. Brasil 1997.

CONNER, J. R.; HOEFFNER, S. L. A Critical Review of Stabilization/Solidification Technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 28, n. 4, 1998. Disponível em :<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10643389891254250>. Acesso em: 31 ago. 2019.

CONNER, J.R. Chemical Fixation and Solidification of Hazardous Wastes. **Van Nostrand Reinhold**, 1990.

CORDEIRO, J. S. **Gerenciamento de Lodo de ETAs – Remoção de água, através de leitos de secagem e codisposição da fase sólida em matrizes de cimento e resíduos da construção civil**. Relatório Técnico - UFSCAR / FINEP, São Carlos, 2000.

CORDEIRO, J. S., Processamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água (ETAs). In: ANDREOLI, C.V. (coord.) **Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final**. Rio de Janeiro: RiMa / ABES / PROSAB, p. 121 – 142, 2001.

CUNHA, A. M.; ABITANTE, A. L.; LUCIO, C. S.; ESPARTEL, L; STEIN. **Construção Civil**. 2017. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788595020498/>. Acesso em: 24 Jun 2020

DEVADID, A. B.; GOMES, I. G.; MACHADO, G. **MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA: Aplicações e preparações de amostras: materiais poliméricos, metálicos e semicondutores**. Porto Alegre: Edipucrs, 2007. Disponível em: <http://www.pucrs.br/edipucrs/online/microscopia.pdf>. Acesso em: 06 nov. 2019.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Tratamento e Disposição dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. Luiz Di Bernardo, Angela Di Bernardo Dantas, Paulo Eduardo Nogueira Voltan. São Carlos, LDiBe, 2012.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. [s.l.] : RiMa, 2005. Disponível em:

<http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat07269a&AN=utfpr.208868&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 12 nov. 2019.

DOHNÁLKOVA, B.; DROCHYTKA, R.; HODUL, J. New possibilities of neutralisation sludge solidification technology. **Journal of Cleaner Production**, p. 1097-1107, 2018.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Brasília, 2020. **Nitossolos Vermelhos**. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gn362ja102wx5ok0liq1mqelqj5hh.html. Acesso em: 25 mai. 2020.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, 2018. *E-book*. Disponível em: <file:///C:/Users/User/Downloads/SiBCS-2018-ISBN-9788570358004.pdf>. Acesso em: 11 fev. 2021.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Solidification/Stabilization: Resource Guide**. Washington: EPA, 1999.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Stabilization/solidification of CERCLA and RCRA wastes**. EPA 625/6-89/022. Cincinnati, Ohio, 1989.

EXLEY, C. The toxicity of aluminium in humans. **Morphologie**, p. 51-55, 2016.

FATTA, D. et al. An alternative method for the treatment of waste produced at a dye and a metal-plating industry using natural and/or waste materials. **Waste Management & Research**, [S.I.], p. 234-239, 2004.

FERNANDES, I. **Bloco e pavers: Produção e controle de qualidade**. 3º ed. Jaraguá do Sul: Treino Assessoria e Treinamentos Empresariais Ltda, 2012.

FERNANDEZ, L. P.; MIKOWSKI, P. C. B.; MACIOSKI, G.; NAGALLI, A.; FREIRE, B. F. Avaliação da incorporação do lodo de Estação de Tratamento de Água em peças de concreto intertravado. **Matéria**, v.23, n. 03, 2018.

FILHO, J. H.; GOBBI, A.; PEREIRA, E.; QUARCIONI, V. A.; MEDEIROS, M. H. F. Atividade pozolânica de adições minerais para cimento Portland (Parte I): Índice de atividade pozolânica (IAP) com cal, difração de raios-X (DRX), termogravimetria (TG/DTG) e Chapelle modificado. **Revista Matéria**, v.22, n.3, 2017.

FIORITI, C. F. **Pavimentos intertravados de concreto utilizando resíduos de pneus como material alternativo**. 2007. Tese – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

FITCH, J. .; CHEESEMAN, C. Characterisation of environmentally exposed cement-based stabilised/solidified industrial waste. **Journal of Hazardous Materials**, v. 101, n. 3, 2003. Elsevier. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389403001742>. Acesso em: 16 ago. 2019.

FRÍAS, M.; VILLA, R. V.; SOTO, I.; GARCÍA, R.; BALOA, T. A. Influence of activated carbon on binary cement-based composite behavior: Characterization and properties. **Composites: Part B**, p.14-20, 2014

FUSCO, B. P.; ONISHI, M. **Introdução à engenharia de estruturas de concreto**. São Paulo: Cengage, 2017. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788522127771/>. Acesso em: 28 Mai 2020.

FUSHIMI, M.; NUNES, J. O. R. PRINCIPAIS CLASSES DE SOLOS DO MUNICÍPIO DE PRESIDENTE PRUDENTE-SP: IDENTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO. **Boletim Goiano de Geografia**, v.32, n.1, p. 45-58, 2012.

GAGG, C. R.; Cement and concrete as an engineering material: An historic appraisal and case study analysis, **Engineering Failure Analysis**, p. 114-140, 2014.

GASTALDINI, A. L. G.; HENGGEN, M. F.; GASTALDINI, M. C. C.; DO AMARAL, F. D.; ANTOLINI, M. B.; COLETTI, T. The use of water treatment plant sludge ash as a mineral addition. **Construction and Building Materials**, v. 94, p 513–520, jul. 2015.

GHORPADE, A.; AHAMMED, M. M. Water treatment sludge for removal of heavy metals from electroplating wastewater. **Environmental Engineering Research**. p. 92-98, set. 2017.

GODOY, L. G. G.; ROHDEN, A. B.; GARCEZ, M. R.; COSTA, E. B.; DALT, S. ANDRADE, J. J. O. Valorization of water treatment sludge waste by application as supplementary cementitious material. **Construction and Building Materials**, p. 939-950, 2019.

GONÇALVES, F. S.; CHIARAMONTE, R. C.; GARBIN, M.; BREHM, F. A. Caracterização de lodos oriundos de estações de tratamento de água visando alternativas de reciclagem. *In: 9º FORUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS*. 2018

GONZÁLEZ, K. B.; PACHECO, E.; GUZMÁN, A.; PEREIRA, Y. A.; CUADRO, C. H.; VALENCIA, J. A. F. Use of sludge ash from drinking water treatment plant in hydraulic mortars. **Materials Today Communications**, v. 23, jun. 2020.

GRASSI, M. T.; JARDIM, W. F. Ozonização de águas: aspectos químicos e toxicológicos. *Revista DAE*, São Paulo, v. 173, 1993. Disponível em: http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_173_n_15.pdf. Acesso em: 10 jul. 2019.

GUERRA, R. C.; ANGELIS, D. F. Classificação e biodegradação de lodo de estações de tratamento de água para descartem em aterro sanitário. **Arquivos do Instituto Biológico**. v.72, n.1, p.87-91, 2005.

GUIMARÃES, N. C.; **Recuperação de Coagulante a partir da Acidificação de Resíduos Gerados na Estação de Tratamento de Água do Rio Manso**. 2005. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

HABERT, G. Environmental impact of Portland cement production. **Eco-Efficient Concrete**, Elsevier, p. 3–25,2013.

HEKAL, Eisa. E., et al. Solidification/stabilization of Ni(II) by various cement pastes. **Construction and Building Materials**, v. 25, n. 1, 2011. Elsevier. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0950061810003004?via%3Dihub>. Acesso em: 16 ago. 2019.

HERGEN, M. F.; **Caracterização de cinza de lodo de ETA para uso no concreto – (Resistência a compressão axial)**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

HILLEBRAND, F. J.; BENETTI, A. D. Caracterização da matéria orgânica dissolvida em processos de tratamento de água para consumo humano usando fracionamento rápido. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.24, n.2, abr. 2020.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; JOUKOSKI, A.; BARON, O.; FRANCK, R.; SALES, A.; ANDREOLI, C. V.; PAULON, V. A. Co-disposição de lodo centrifugado de Estações de Tratamento de Água em matriz de concreto: método alternativo de preservação ambiental. **Cerâmica** **51**, p. 85-95, 2005.

HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; JOUKOSKI, A.; TRINDADE, E. M. Uso de lodo de estação de tratamento de água centrifugado em matriz de concreto de cimento portland para reduzir o impacto ambiental. **Química Nova**, v. 29, n. 1, 2006.

HOWE, K. J. **Princípios de tratamento de água**. Cengage Learning, 2017. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat07269a&AN=utfpr.287816&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 16 ago. 2019.

HUANG, C.H.; WANG, S. Y. Application of water treatment sludge in the manufacturing of lightweight aggregate. **Construction and Building Materials**, p. 174-183, 2013.

IAC. Instituto Agrônômico. MAPA PEDOLÓGICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Campinas, 1999. Disponível em: http://www.iac.sp.gov.br/solosp/pdf/mapa_pedologico_Solos_Estado_de_Sao_Paulo.pdf. Acesso em: 11 fev. 2021.

IBGE. **Pesquisa acompanha oferta e qualidade de serviços de saneamento básico no país**. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/23715-pesquisa-acompanha-oferta-e-qualidade-de-servicos-de-saneamento-basico-no-pais>. Acesso em: 02 jul. 2020.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2017**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/meio-ambiente/9073-pesquisa-nacional-de-saneamento-basico.html?edicao=28244&t=resultados>. Acesso em: 31 mai. 2021.

ISAIA, G. C. **Concreto : ciência e tecnologia**. [s.l.] : IBRACON, 2011. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat07269a&AN=utfpr.279652&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 12 nov. 2019.

JANGKORN, S.; KUHAKAEW, S.; THEANTANOO, S.; KLINLA, H.; SRIWIRIYARAT, T. Evaluation of reusing alum sludge for the coagulation of industrial wastewater containing mixed anionic surfactants. **Journal of Environmental Sciences**, v.23, n.4, p.587-594, 2011.

JAWED, I.; SKALNY, J.; YOUNG, J. F. **Hydratation of Portland cement**. In: BARNES, P. (Ed.). *Structure and Performance of Cement*. Essex: Applied Science Publishers, 1983.

JUCOSKI, G. O.; CAMBRAIA, J.; RIBEIRO, C.; OLIVEIRA, J. A. Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em *Eugenia uniflora* L.¹. **Ciência Agrônômica**, v. 47, n. 4, p. 720-728, 2016.

KERRY, H, J.; et al. **Princípios de tratamento de água**. 2016. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsmib&AN=edsmib.000011163&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 28 ago. 2019.

LEA, F.M. *The chemistry of cement and concrete*. 4^aed. New York: **Chemical Publishing Company**, 2004.

LEHNE, J., PRESTON, F.; *Making Concrete Change Innovation in Low-carbon Cement and Concrete*. **Chatham House Report**, 2018.

LEITE, H. R.; GIRARDI, R.; HASTENPFLUG, D. Durabilidade do Concreto: Análise dos Requisitos dos Materiais Constituintes. **Engenharia das Faculdades Salesiana**, n.8, p. 14-25, 2018.

LI, X. D.; POON, C. S.; SUN, H.; LO, I. M. C.; KIRK, D. W. Heavy metal speciation and leaching behaviors in cement based solidified/stabilized waste materials. **Journal of Hazardous Materials**, p. 215-230, 2001.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. [s.l.] : Átomo, 2016. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat07269a&AN=utfpr.285602&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 12 nov. 2019.

MALLIOU, O.; KATSIOTI, M.; GEORGIADIS, A.; KATSIRI, A. Properties of stabilized/solidified admixtures of cement and sewage sludge. **Cement & Concrete Composites**, p. 55-61, 2007.

MANOSSO, F. C. Condicionantes geomorfológicas na organização das unidades de paisagem no município de Apucarana (PR). In **Simpósio Nacional de Geomorfologia**, 5., 2004, Santa Maria. Disponível em: <http://lsie.unb.br/ugb/sinageo/5/4/Fernando%20Cesar%20Manosso.pdf>. Acesso em: 25 mai. 2020.

MARGEN, J. I.; **Caracterização e incorporação de lodo de decantação de estação de tratamento de água (e.t.a.) em cerâmica vermelha**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências de Materiais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense, Goytacazes, 2008.

MATTOS, M. R. U.; GIRARD, L. Caracterização físico-química e ensaios de adensamento em coluna do lodo produzido em uma Estação de Tratamento de Água de grande porte. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n.28, 2013.

MAYER, J.; SUSSA, J. Solidification Immobilization and encapsulation of waste and contaminants. **Puratek International**. Disponível em: http://puratek.de/fileadmin/user_upload/009_Verfahren/Solidification/puratek_brochure_Solidification_en.pdf. Acesso em: 08 jul. 2020.

MAZARI, L.; ABDESSEMED, D.; SZYMCZYK, A. Evaluating Reuse of Alum Sludge as Coagulant for Tertiary Wastewater Treatment. **Journal of Environmental Engineering**, set., 2018.

MCLACHLAN, D. R. C. Aluminium and the risk for Alzheimer's disease. **Environmetrics**. Arizona. USA, v. 6, n. 3, p. 233-275, 1995.

MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concreto: estruturas, propriedades e materiais**. São Paulo: Pini, 1994.

MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concreto: microestrutura, propriedades e materiais**. São Paulo: IBRACON, 3.ed., 2008.

MEHTA, P.K.; MONTEIRO, P.J. **Concreto: Microestrutura, Propriedades e Materiais 4ª edição (inglês) / 2ª edição (português)**. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade da Califórnia em Berkeley, Estados Unidos, 2014.

MELCHERT, M. B. M. **Solidificação e estabilização de resíduos de catalisadores contendo níquel e alumínio em cimento portland**. 2012. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

MINDESS, S.; **Developments in the Formulation and Reinforcement of Concrete**, 2 ed. Woodhead Publishing, 2019.

MIROSLAV, K. Opportunities for water treatment sludge reuse. **GeoScience Engineering**, p.11-22, 2008.

MOHAMAD, G.; LOURENÇO, P. B.; ROMAN, H. R.; Mechanics of hollow concrete block masonry prisms under compression: review and prospects. **Cement & Concrete Composites**, p. 181–192, 2007.

MONTGOMERY, D. M. **Design and Analysis of Experiments**. John Wiley & Sons, 1997.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G.C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 7. ed. Rio de Janeiro: LCT, 2021.

MOREIRA, V. T. G.; PAIVA, G. S.; SOARES, A. F. S. Lodo de estação de tratamento de água (LETA): resíduo ou insumo?. **Petra**, v.3, n. 1, p.17-37, 2017.

MORUZZI, R. B. **Incorporação do lodo gerado na Estação de tratamento de água (ETAII) do município de Rio Claro-SP em argila utilizada para a produção de cerâmica vermelha** – 4º Encontro de Engenharia e Tecnologia dos Campos Gerais, 2008.

MUTALIB, M. A. et al. Scanning Electron Microscopy (SEM) and Energy-Dispersive XRay (EDX) Spectroscopy. **Membrane Characterization**, [S.I.], p. 161-179. 2017.

NASCIMENTO NETO, P. **Resíduos sólidos urbanos: perspectivas de gestão intermunicipal em regiões metropolitanas**. São Paulo: Atlas, 2013. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsmib&AN=edsmib.000003751&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 16 ago. 2019.

NEVILLE, A. M. **Propriedades do concreto**. 2016. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsmib&AN=edsmib.000008087&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 8 nov. 2019.

NEVILLE, A. M. **Tecnologia do concreto**. Porto Alegre: Bookman, 2013. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsmib&AN=edsmib.000003828&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 8 nov. 2019.

ODIMEGWU, T. C.; ZAKARIA, I.; ABOOD, M. M.; NKESTSI AH, C. B. K.; AHMAD, M. Review on Different Beneficial Ways of Applying Alum Sludge in a Sustainable Disposal Manner. **Civil Engineering Journal**, v. 4, p. 2230-2241, 2018.

OOI, T. Y.; YONG, E. L.; DIN, M. F. M.; REZANIA, S.; AMINUDIN, E.; CHELLIAPAN, S.; RAHMAN, A. A.; PARK, J. Optimization of aluminium recovery from water treatment sludge using Response Surface Methodology, v. 228, p.13-19, 2018

OLIVEIRA, E. M. S.; MACHADO, S. Q.; HOLANDA, J. N. F. Caracterização de resíduo (lodo) proveniente de estação de tratamento de águas visando sua utilização em cerâmica vermelha. **Cerâmica**, p. 324-330, 2004.

OLIVEIRA, I. Y. Q.; RONDON, O, C. Diagnóstico da gestão de lodo de estação de tratamento de água em Mato Grosso do Sul. **Interações**, v.17, n.4, p. 687-698, 2016.

OLIVEIRA, J. B. de; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**: legenda expandida. 1 ed. Campinas: IAC/Embrapa, 1999.

PAIXÃO, L.C.C.; YOSHIMURA, H. N; ESPINOSA, D. C.; TENORIO, J. A. S. Efeito da incorporação de lodo de ETA contendo alto teor de ferro em cerâmica argilosa. **Cerâmica**, v.54, p.63-76, 2008.

PARK, C.K. Hydration and solidification of hazardous wastes containing heavy metals using modified cementitious materials. **Cement and concrete research**, v. 30, n. 3, mar. 2000.

PAULA, P. N. de et al. **Reúso da água: conceitos, teorias e práticas**. Edgard Blucher, 2010. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cat07269a&AN=utfpr.250328&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 12 nov. 2019.

PAULON, V.; KIRCHHEIM, A. P. **Nanoestrutura e Microestrutura do Concreto Endurecido**. In: ISAIA, Geraldo Cechella (Org.). *Concreto: Ciência e Tecnologia*. 1ªed. São Paulo: IBRACON, 2011, Cap. 16, p. 585-614.

PEDROSO, F.L. *Concreto: as origens e a evolução do material construtivo mais usado pelo homem*. **Concreto e Construções**. p. 14-18 n. 53, 2009.

PINTO, C. A. **Estudo da Estabilização Por Solidificação de Resíduos Contendo Metais Pesados**. São Paulo, 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

POLEK, D. Solidification of hazardous waste as a part of the raw material recovery process. **E3S Web of Conferences**, 2017.

PONTES, V. C. P. **Efeitos dos sulfatos na degradação do concreto**. 2019. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2019.

PORTELLA, K.F.; ANDREOLI, C.V.; HOPPEN, C.; SALES, A. BARON, O. Caracterização físico-química do lodo centrifugado da estação de tratamento de água Passaúna – Curitiba – Pr. 22º **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL**. Joinvile, 2003.

RAMACHANDRAN, V, S. **Concrete Admixtures Handbook: Properties, Science and Technology**., 1996. 2. ed, New Jersey: Noyes, 1995. Disponível em: https://books.google.com.br/books?id=aSjXbx9H9WAC&printsec=frontcover&source=gb_s_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false. Acesso em: 30 mar. 2020.

RAMIREZ, G. K.; POSSAN, E.; DEZEN, B. G. S.; COLOMBO, M. Potential uses of waste sludge in concrete production. **Management of Environmental Quality: An International Journal**, v.28, n. 6, p 821-838, 2017.

RAMIREZ, K. G. **Viabilidade do aproveitamento de resíduo de estação de tratamento de água (ETA) na confecção de concretos**. 2015. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2015.

RAVERDY M., BRIVOT F., PAILLERE A.M., DRON, R. “Appreciation de l’activite pouzzolanique des constituants secondaires”, In: **7th Congrès International de la Chimie des Ciments**, Paris, France, v.3, p. 36-41, 1980.

REALI, M. A. P. Coordenação Programa de Pesquisa de Saneamento Básico, Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água, **PROSAB**, Rio de Janeiro, 1999.

REICHARDT, K. **Água e sustentabilidade no sistema solo-planta-atmosfera**. 2016. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsmib&AN=edsmib.000011306&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 4 out. 2019.

Resíduos sólidos no Brasil: oportunidades e desafios da Lei Federal n. 12.305 (Lei de Resíduos Sólidos). 2014. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsmib&AN=edsmib.000008112&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 16 ago. 2019.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. 2001. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsmib&AN=edsmib.000014989&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 11 out. 2019.

ROCHA, J. C. **Introdução à química ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2011. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsmib&AN=edsmib.000000351&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 10 out. 2019.

RODRÍGUEZ, N. H. et al. Re-use of drinking water treatment plant (DWTP) sludge: Characterization and technological behaviour of cement mortars with atomized sludge additions. **Cement and Concrete Research**, p. 778-786, 2010.

SALES, A.; DE SOUZA, F.R.; ALMEIDA, F. C.R. Mechanical properties of concrete produced with a composite of water treatment sludge and sawdust. **Journal of Hazardous Materials**, P. 2793-2798, 2011.

SALES, A.; SOUZA, F. R.; ALMEIDA, F. C. R. Mechanical properties of concrete produced with a composite of water treatment sludge and sawdust. **Construction and Building Materials**, p. 2793-2798, 2011.

SANTOS, H. G.; ZARONI, M. J. **Solos tropicais**: Latossolos. 2021. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_11_2212200611540.html. Acesso em: 11 fev. 2021.

SANTOS, R. B. S.; ROCHA, O.; POVINELLI, J.. Toxicity of ferric chloride sludge to aquatic organisms. **Chemosphere**, p.628-636, 2007.

SCALIZE, P. S. **Disposição de resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto**. 2003. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2003.

SCRIVENER, K. L. **The Microstructure of Concrete**. Materials Science of Concrete I. Westerville: American Ceramic Society, 1989.

SHAMMAS, N. K. **Abastecimento de água e remoção de resíduos**. Rio de Janeiro: LTC, 2013. Disponível em: <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=edsmib&AN=edsmib.000003727&lang=pt-br&site=eds-live&scope=site>. Acesso em: 4 out. 2019.

SHI, C.; JIMÉNEZ, A. F. Stabilization/solidification of hazardous and radioactive wastes with alkali-activated cements. **Journal of Hazardous Materials**, p.1656-1663, 2006.

SHI, C.; SPENCE, R. Designing of Cement-Based Formula for Solidification/Stabilization of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes. **Critical Reviews Environmental Science and Technology**, p. 391-417, 2004.

SIDDIQUE, S.; SHRIVASTAVA, S.; CHAUDHARY, S. Influence of Ceramic Waste as Fine Aggregate in Concrete: Pozzolanic, XRD, FT-IR, and NMR Investigations. **Journal of Materials in Civil Engineering**, 2018.

SILVA, C. A.; SILVEIRA, C.; SILVA, F. A.; KLEN, M. R. F.; BERGAMASCO, R. Classificação dos lodos formados durante o processo de coagulação/floculação da água com os coagulantes pac e moringa oleífera. **ENGEVISTA**, v. 24, n. 3, p.302-309, 2012.

SILVA, E. M.; MORITA, D. M.; LIMA, A. C. M.; TEIXEIRA, G. Manufacturing ceramic bricks with polyaluminum chloride (PAC) sludge from a water treatment plant. **Water Science & Technology**, p.1638-1644, 2015.

SILVA, M. V. **Desenvolvimento de tijolos com incorporação de cinzas de carvão e lodo provenientes de estação de tratamento de água**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SINGH, S.; TRIPATHI, D. K.; SINGH, S.; SHARMA, S.; DUBEY, N.K.; CHAUHAN, D. K.; VACULÍK, M. Toxicity of aluminium on various levels of plant cells and organism: A review. **Environmental and Experimental Botany**, v.137, p. 177-193, mai. 2017.

SMOL, M.; KULCZYCKA, J.; HENCLIK, A.; GORAZDA, K.; WZOREK, Z. The possible use of sewage sludge ash (SSA) in the construction industry as a way towards a circular economy. **Journal of Cleaner Production**, v. 95, p. 45-54, feb. 2015.

SOUZA, M. T.; CESCONE TO, F. R.; ARCARO, S.; RAUOO-PEREIRA, F.; NOVAES DE OLIVEIRA, A. P. Caracterização de areias de quartzo do estado de Mato Grosso do Sul para aplicações industriais. **Cerâmica**, p. 569-574, 2014.

SOUZA, T. M. M.; FILHO, A. A. Caracterização Físico-Química do Resíduo (Lodo) de ETA, no período de seca, em Várzea Grande – MT. **Engineering and Science**, p. 74-85, 2017

SPENCE, R. D; SHI, C. **Stabilization and Solidification of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes**. [S.I]: CRC Press, 2004. E-book. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=ptBR&lr=&id=WE7MBQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=stabilization+and+solidification&ots=ZFp0aqnUcW&sig=qJvWidHwU5wcfPWia7wJ0ysKTiU#v=onepage&q=stabilization%20and%20solidification&f=false>. Acesso em: 08 jul. 2020.

SPENCE, R.D.. **Chemistry and Microstructure of Solidified Waste Forms**. United States, 1993.

STASINOPOULOS, M. D.; RIGBY, R. A.; HELLER, G. Z.; VOUDOURIS, V.; BASTIANI, F. **Flexible regression and smoothing: using GAMLSS in R**. 1. ed. Crc Press, 2017.

TAFAREL, F. N.; MACIOSKI, G.; CARVALHO, K. Q.; NAGALLI, A.; FREITAS, D. C.; PASSIG, F. H. Avaliação das propriedades do concreto devido à incorporação de lodo de estação de tratamento de água. **Matéria**, v.21, n. 04, p. 974-986, 2016.

TANTAWY, M. A. Characterization and pozzolanic properties of calcined alum sludge. **Materials Research Bulletin** **61**, p. 415–421, 2014.

TARTARI, R.; DIAZ-MORA, N.; MÓDENES, A. N.; PIANARO, S. A. Lodo gerado na estação de tratamento de água Tamanduá, Foz do Iguaçu, PR, como aditivo em argilas para cerâmica vermelha. Parte I: Caracterização do lodo e de argilas do terceiro planalto paranaense. **Cerâmica**, p. 288-293, 2011.

U. S. **EPA**. Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils. Washington, 1996.

YILMAZ, O.; UNLU, K.; COKCA, E. Solidification and Stabilization of Hazardous Wastes Containing Metals and Organic Contaminants. **Journal of environmental engineering**, p. 366-376, 2003.

ZENEBON, O.; PASCUET, N. S. **Métodos físico-químicos para análise de alimentos**. 4. ed. São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, 2008. Disponível em: http://www.ial.sp.gov.br/resources/editorinplace/ial/2016_3_19/analisedealimentosial_2008.pdf. Acesso em: 08 set. 2019.

APÊNDICE A – CÁLCULO DE DOSAGEM PELO MÉTODO ABCP

Para determinar o traço foi empregado o método da ABCP, que pode ser dividido em seis etapas.

1- Determinação do fato água/cimento.

Primeiramente foi realizado o cálculo de F_{cj} pela equação (A.1):

$$F_{cj} = F_{ck} + 1,65 * Sd \quad (A.1)$$

Sendo:

F_{cj} : Resistência média do concreto à compressão.

F_{ck} : Resistência característica do concreto a compressão.

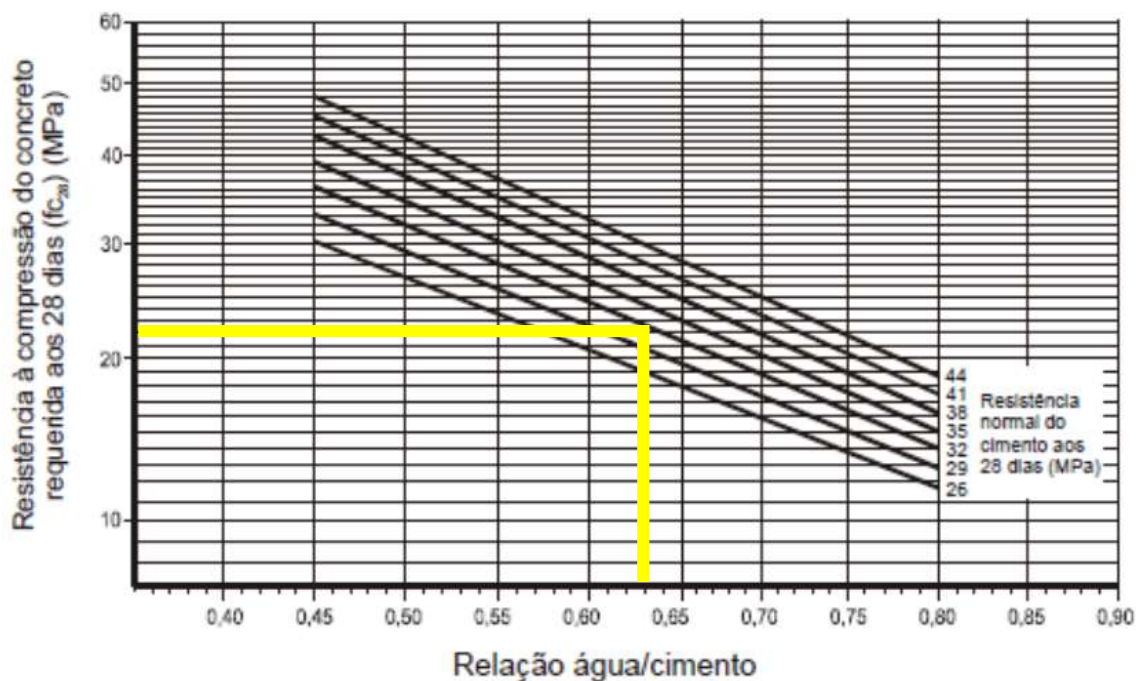
Sd : Desvio padrão da dosagem.

A resistência característica estabelecida é de 15 MPa e o desvio padrão adotado foi de 4,0 Mpa, substituindo os valores na equação (A.1), tem-se:

$$F_{cj} = 15MPa + 1,65 * 4,0MPa = 22Mpa \quad (A.2)$$

Posteriormente, pela curva de Abrams, com o valor de F_{cj} juntamente com a resistência normal do cimento aos 28 dias (MPa) de CP II - 32 (conforme a especificação do cimento), foi determinada a relação água cimento no valor de 0,63, que pode ser observada na Figura A.1.

Figura A.1 - Curva de Abrams: relação do fator água/cimento em função da resistência à compressão.



Fonte: Cunha (2017).

2- Determinação do consumo de água

Conhecendo a dimensão máxima característica do agregado graúdo (brita) de 19 mm e adotando um abatimento 90 mm, com auxílio da Tabela A.1 obtém-se o consumo aproximado de água de 195 L m^{-3} .

Tabela A.1 – Consumo de água aproximado.

Consumo de água aproximado, em l/m^3					
Abatimento (mm)	D _{máx} de agregado graúdo				
	9,5	19,0	25,0	32,0	38,0
40 a 60	220	195	190	185	180
60 a 80	225	200	195	190	185
80 a 100	230	205	200	195	190

Fonte: Cunha (2017).

3- Determinação do consumo de cimento

Com o consumo de água já determinado, foi encontrado o consumo de cimento pela equação (A.3):

$$C_c = \frac{C_a}{a/c} \quad (\text{A.3})$$

Em que,

C_c : Consumo de cimento (kg m^{-3})

C_a : Consumo de água (L m^{-3})

a/c : fator água/cimento

Substituindo os valores na equação (A.3), tem-se a equação (A.4):

$$C_c = \frac{195}{0,63} = 309,52 \text{ kg m}^{-3} \quad (\text{A.4})$$

4- Determinação do consumo de agregado graúdo

Com o módulo de finura da areia de 1,8 e com a dimensão máxima da brita de 19 mm, pela Tabela A.2 obteve-se o volume de brita de $0,770 \text{ m}^3$.

Tabela A.2– Volume de agregado graúdo.

Módulo de Finura	Dimensão máxima (mm)				
	9,5	19,0	25,0	32,0	38,0
1,8	0,645	0,770	0,795	0,820	0,845
2,0	0,625	0,750	0,775	0,800	0,825
2,2	0,605	0,730	0,755	0,780	0,805
2,4	0,585	0,710	0,735	0,760	0,785
2,6	0,565	0,690	0,715	0,740	0,765
2,8	0,545	0,670	0,695	0,720	0,745
3,0	0,525	0,650	0,675	0,700	0,725
3,2	0,505	0,630	0,655	0,680	0,705
3,4	0,485	0,610	0,635	0,660	0,685
3,6	0,465	0,590	0,615	0,640	0,665

Fonte: Cunha (2017).

Com posse do volume de brita necessária, calculou-se o consumo de agregado graúdo pela equação (A.5):

$$C_b = V_b * MUC \quad (A.5)$$

Sendo:

V_b : Volume de brita (m^3)

MUC: Massa unitária da brita ($kg\ m^{-3}$).

Substituindo os valores tem-se a quantidade brita requerida, equação (A.6):

$$C_b = 0,770 * 1490 = 1147,3\ kg \quad (A.6)$$

5- Determinação do consumo de agregado miúdo

Pela equação (A.7), obteve-se o volume de areia necessário:

$$V_m = 1 - \left(\frac{C_c}{\gamma_c} + \frac{C_b}{\gamma_b} + \frac{C_a}{\gamma_a} \right) \quad (A.7)$$

Sendo que γ_c , γ_b e γ_a refere-se à massa específica do cimento, da brita e da água, respectivamente. Substituindo os valores, tem-se o volume de areia calculada pela equação (A.8):

$$V_m = 1 - \left(\frac{309,52}{3100} + \frac{1147,3}{2720} + \frac{195}{1000} \right) = 0,2833\ m^3 \quad (A.8)$$

Com posse do volume de areia necessária, calculou-se o consumo de agregado miúdo pelas equações (A.9) e (A.10):

$$C_m = V_m * \gamma_m \quad (A.9)$$

$$C_m = 0,2833 * 2630 = 745,08\ kg \quad (A.10)$$

6- Apresentação do Traço

Para apresentação do traço o peso de todos os materiais é dividido pelo peso do cimento, equação (A.11).

$$\frac{C_c}{C_c} : \frac{C_m}{C_c} : \frac{C_b}{C_c} : \frac{C_a}{C_c} \quad (A.11)$$

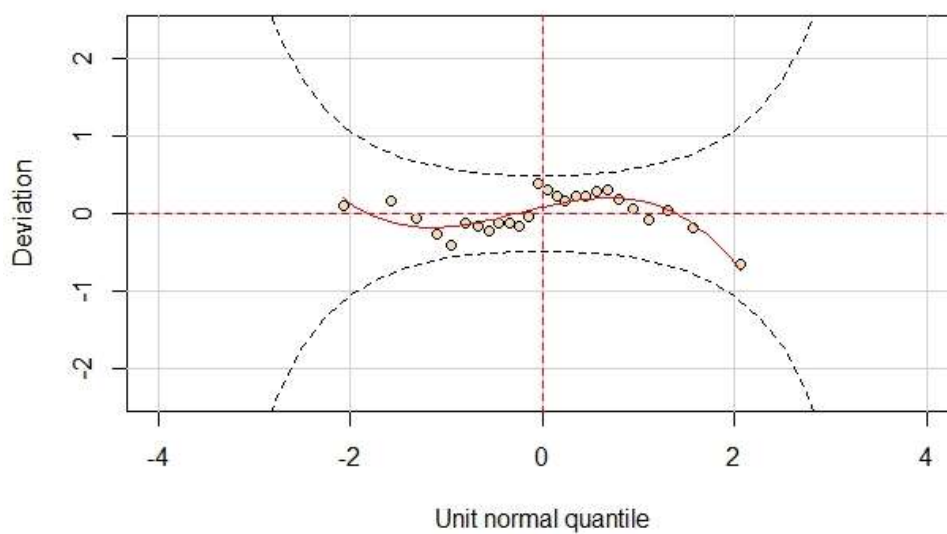
Substituindo os valores já obtidos, obtém-se o traço apresentado na equação (A.12):

$$\frac{309,52}{309,52} : \frac{745,08}{309,52} : \frac{1147,3}{309,52} : \frac{195}{309,52} = 1 : 2,40 : 2,81 : 0,63 \quad (\text{A.12})$$

APÊNDICE B – GRÁFICOS DE RESÍDUOS

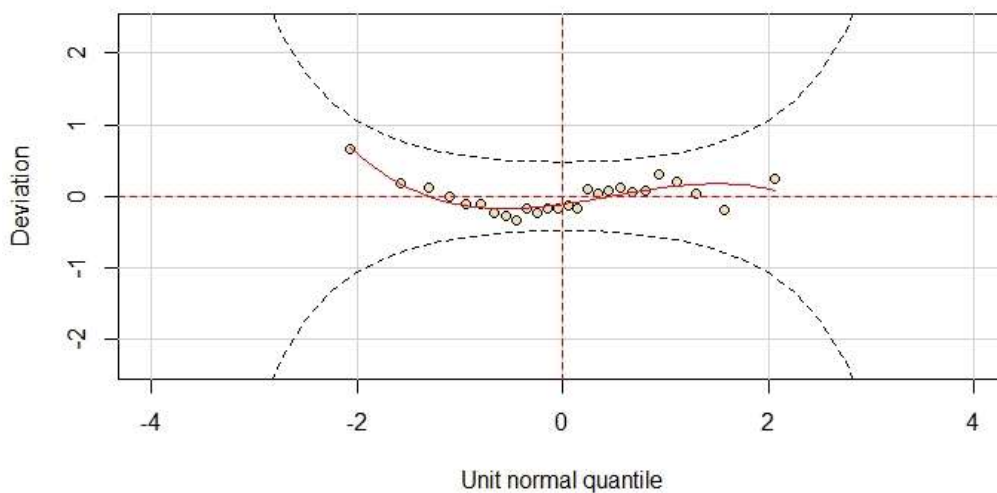
Observa-se com esses gráficos de resíduos (*WORMPLOTS*) que todas as pressuposições do modelo foram atendidas, pois a linha de tendência (vermelha) encontra-se dentro da banda de confiança, para todos resultados analisados.

Figura B.1 – Gráfico de *wormplots* para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).



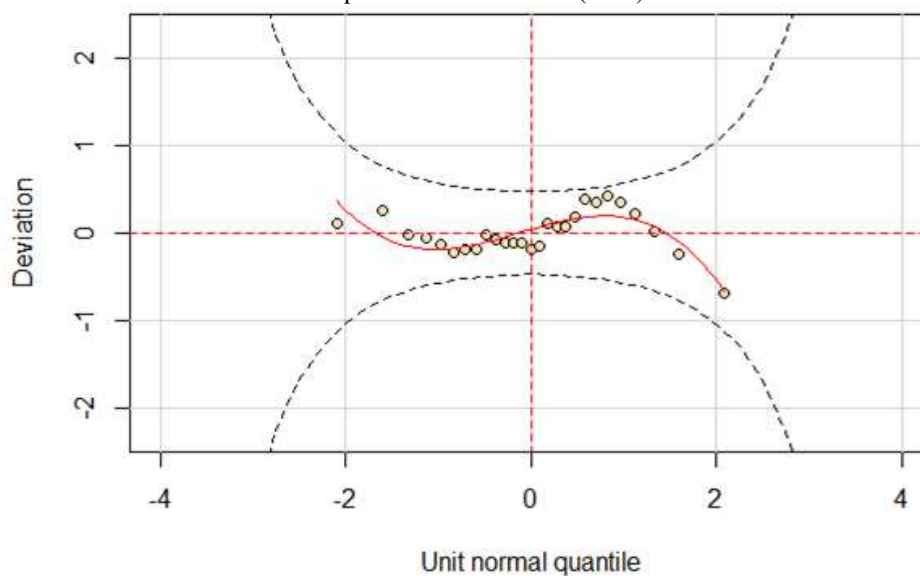
Fonte: Autoria própria (2021).

Figura B.2 – Gráfico de *wormplots* para absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense in natura (LPN).



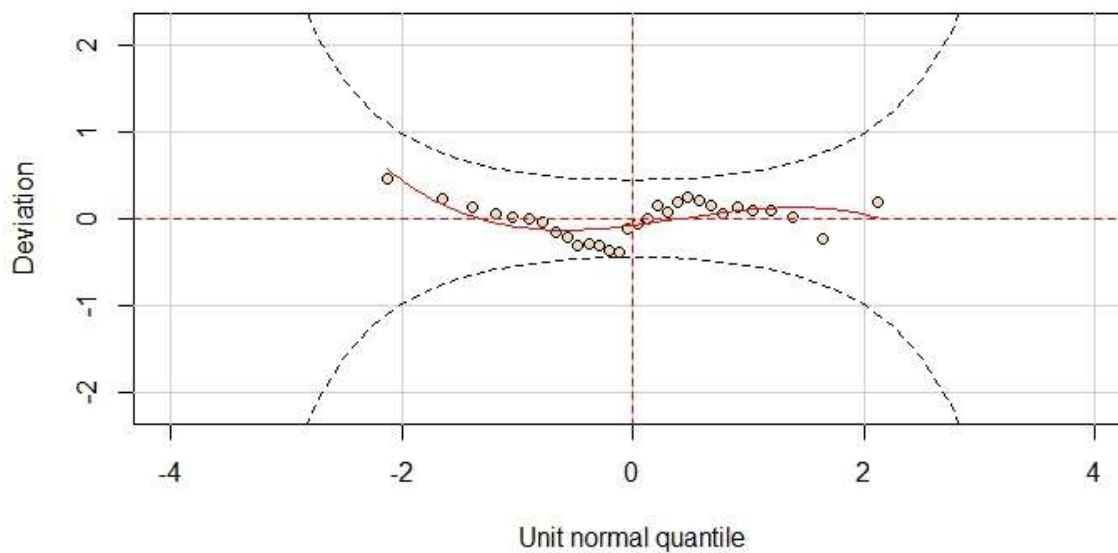
Fonte: Autoria própria (2021).

Figura B.3 – Gráfico de *wormplots* para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).



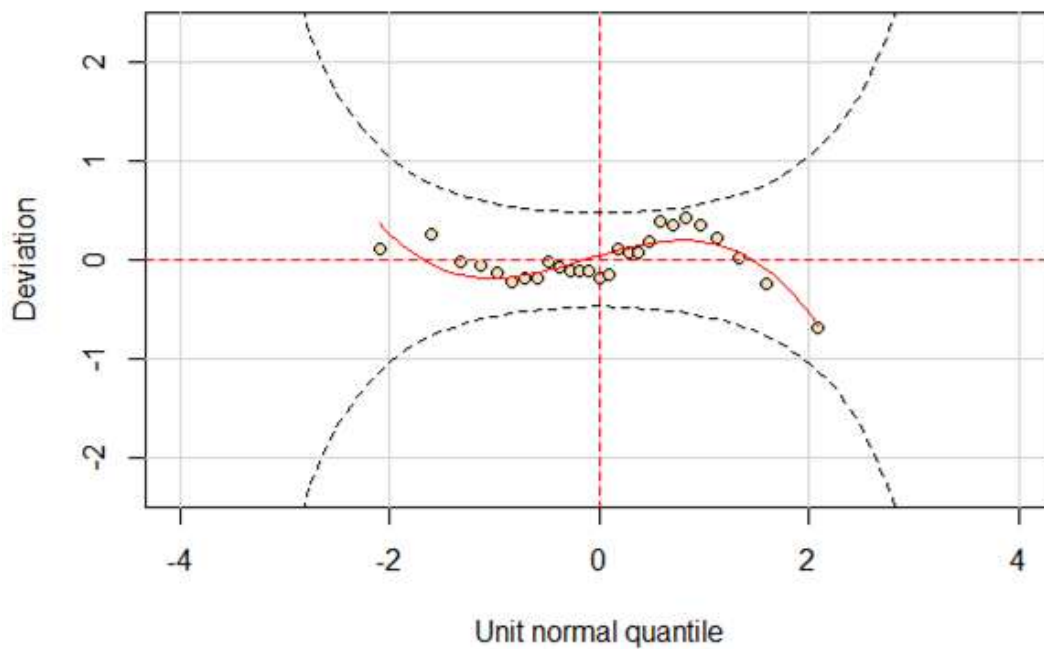
Fonte: Autoria própria (2021).

Figura B.4 – Gráfico de *wormplots* para absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paranaense calcinado (LPC).



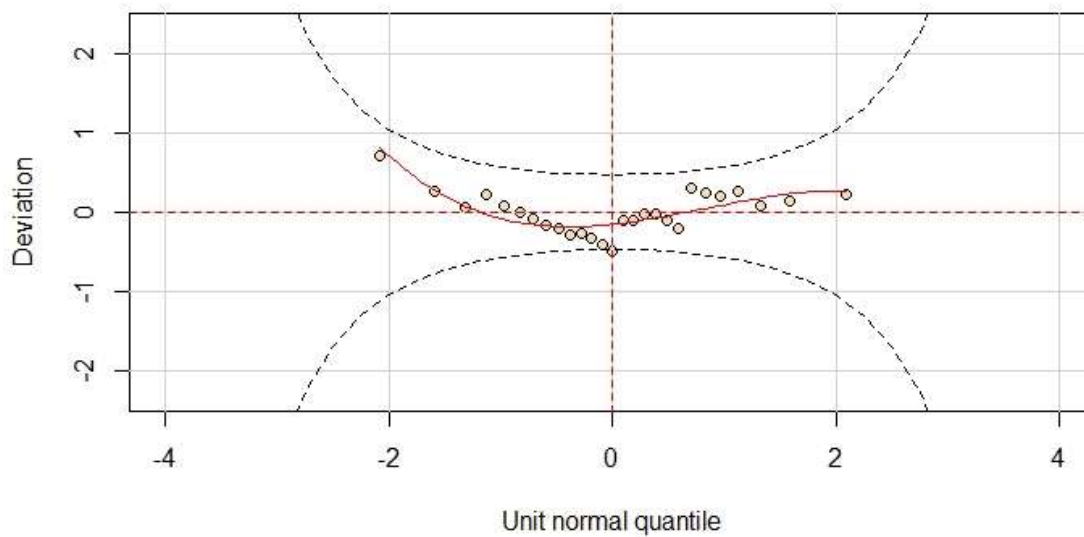
Fonte: Autoria própria (2021).

Figura B.5 – Gráfico de *wormplots* para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista in natura (LSN).



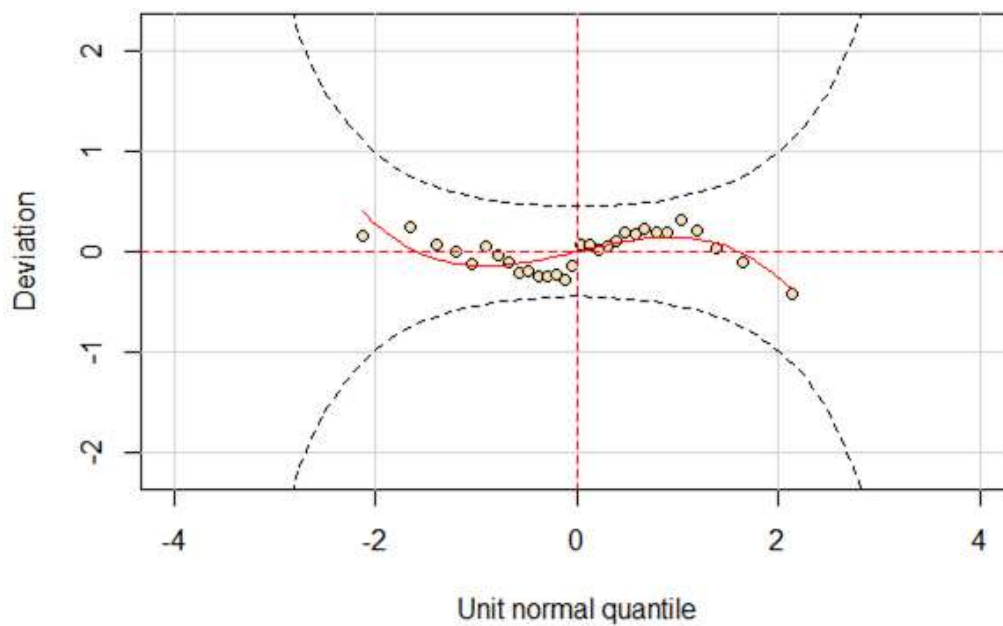
Fonte: Autoria própria (2021).

Figura B.6 – Gráfico de *wormplots* para absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista in natura (LSN).



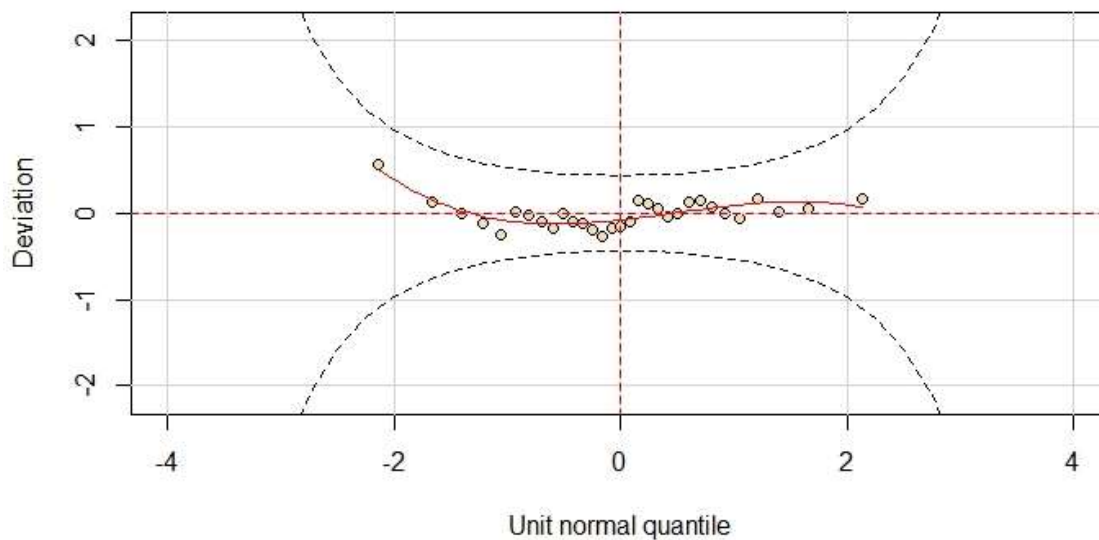
Fonte: Autoria própria (2021).

Figura B.7 – Gráfico de *wormplots* para a resistência à compressão das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).



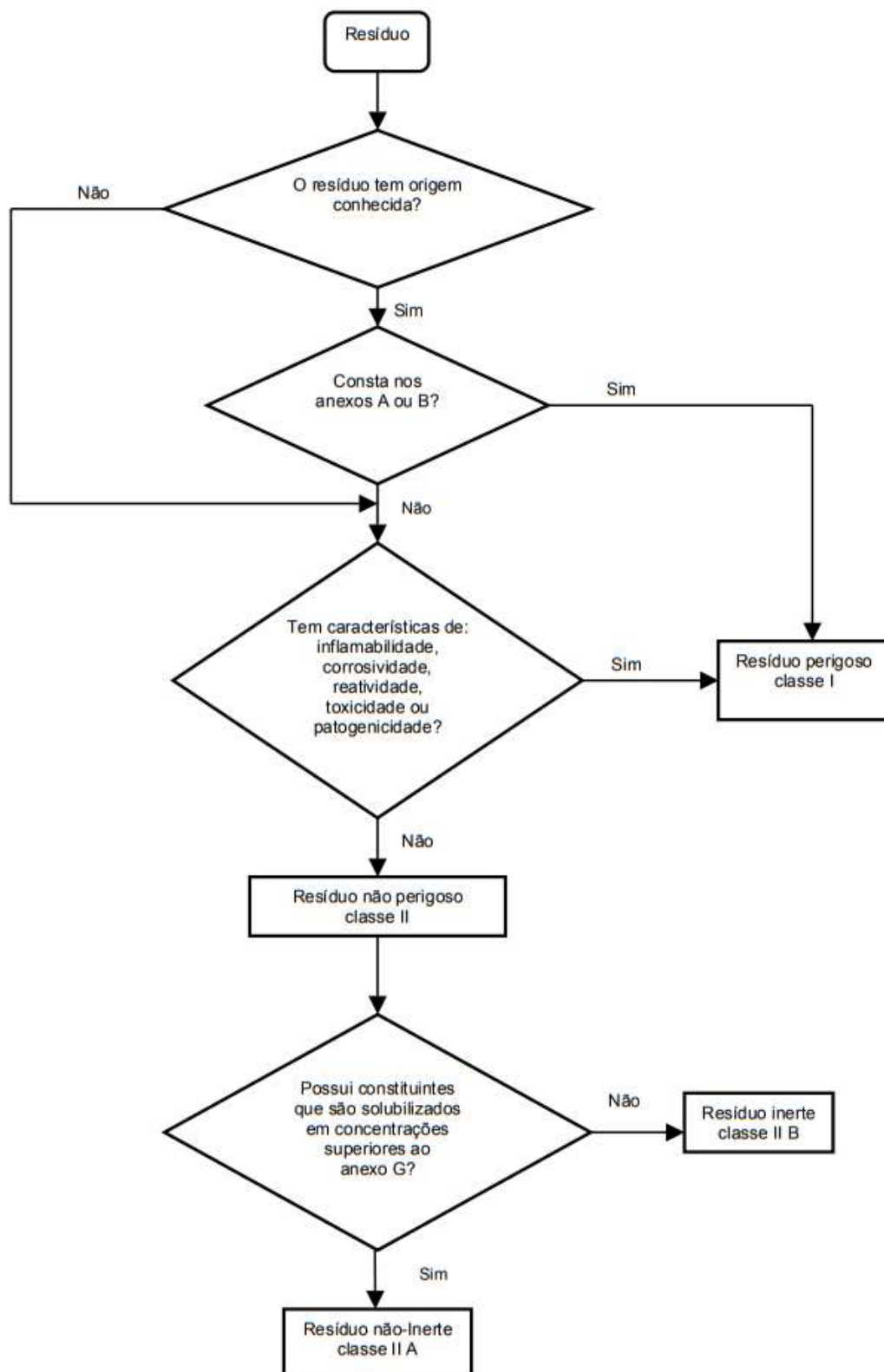
Fonte: Autoria própria (2021).

Figura B.8 – Gráfico de *wormplots* para absorção de água das matrizes de concreto fabricadas com lodo paulista calcinado (LSC).



Fonte: Autoria própria (2021).

ANEXO 1 – DIAGRAMA DE CARACTERIZAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS



Fonte: ABNT (2004).