

**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS  
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL  
NÍVEL MESTRADO**

**GISELE CATRINE SILVA DA SILVA**

**INFLUÊNCIA DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NAS PROPRIEDADES DE  
DIFERENTES CLASSES DE CONCRETO COMERCIAIS**

**São Leopoldo**

**2021**

GISELE CATRINE SILVA DA SILVA

**INFLUÊNCIA DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NAS PROPRIEDADES DE  
DIFERENTES CLASSES DE CONCRETO COMERCIAIS**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Oliveira Caetano

São Leopoldo

2021

S586i Silva, Gisele Catrine Silva da.

Influência do lixiviado de aterro sanitário nas propriedades de diferentes classes de concreto comerciais / Gisele Catrine Silva da Silva. – 2021.

173 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2021.

“Orientador: Prof. Dr. Marcelo Oliveira Caetano.”

1. Concreto. 2. Lixiviado. 3. Resíduos sólidos.  
4. Áreas contaminadas. I. Título.

CDU 624

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
(Bibliotecária: Amanda Schuster – CRB 10/2517)

GISELE CATRINE SILVA DA SILVA

**INFLUÊNCIA DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NAS PROPRIEDADES DE  
DIFERENTES CLASSES DE CONCRETO COMERCIAIS**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Aprovado em 28 de abril de 2021.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Marcelo Oliveira Caetano – UNISINOS

---

Prof. Dr. Fernando Fernandes – UEL

---

Prof. Dr. Luciana Paulo Gomes – UNISINOS

## **AGRADECIMENTOS À CAPES**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Dedico este trabalho aos meus sobrinhos Rafael da Silva Selbach e Miguel Antônio Pimenta dos Santos. Que, de alguma maneira, isto sirva de inspiração para irem em busca do que os faz realmente felizes, assim como o ambiente acadêmico me faz.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, que sempre esteve me guiando por esta jornada, me iluminado e dando forças para seguir.

Agradeço ao meu pai, Carlos Francisco da Silva, que me mostrou que eu sou capaz de fazer qualquer coisa. Nunca duvidou do meu potencial e é meu exemplo de trabalho duro e persistência.

À minha irmã Patrícia Anelise Silva da Silva, que foi como uma mãe para mim, me apoiando e puxando minha orelha quando necessário. Uma mulher forte e guerreira, que foi pioneira em muitas coisas na minha família e que é uma fonte de inspiração, inteligência e amor.

À minha irmã caçula Natália Silva da Silva, que esteve ao meu lado nos momentos difíceis e que me ajudou muito com suas palavras ternas. Me ensinou a olhar a vida com olhos mais amorosos e tem sido meu porto seguro, me proporcionando paz com a sua companhia.

À minha irmã Kátia Roseli da Silva Corino, que sempre apoiou meus estudos e que, durante o mestrado, me motivou, sendo que, através de nossa aproximação, pude verificar que, afinal, não somos tão diferentes assim... Meu exemplo de consciência e responsabilidade, que me ensina a plantar e a colher com sensatez.

À minha tia Viviane Jaci da Silva, que escutou meus desabafos e me incentivou a seguir em frente encarando os desafios.

À minha amiga / colega / ex-chefe / professora / musa Dra. Fernanda Pacheco. Essa mulher foi uma das primeiras pessoas que demonstraram enxergar potencial profissional em mim. Foi quem me incentivou buscar o mestrado e também quem me indicou meu orientador.

Ao meu orientador professor Dr. Marcelo Oliveira Caetano, o qual foi grande fonte de incentivo e exemplo de humanidade e humildade. Sinto-me honrada em ter estado contigo nesses dois anos; agradeço de coração toda tua dedicação e comprometimento com meu tema de pesquisa.

À professora Dra. Luciana Paulo Gomes, pelo seu importante papel na pesquisa. Sinto-me muito grata por poder ter feito parte da sua “família”, que é a equipe do Laboratório de Saneamento Ambiental. Não encontro outra maneira de descrever sua liderança a não ser como a de uma mãe, a qual cobra para o nosso bem, mas não mede esforços para nos proteger e ajudar quando preciso.

À amiga e parceira de pesquisa engenheira Gézica Machado, pelos ensaios, pelas risadas e por todo carinho envolvido. Acredito que seja apenas o início de uma grande parceria de vida.

Ao amigo e colega de laboratório Marchelo Luis Grando, por não ter medido esforços em me ajudar na preparação dos concretos, por ter palavras amigas e se importar tanto com todos à sua volta.

Ao amigo e colega de laboratório Luciano Francisco Flores Rosa, que me ajudou nos ensaios e na minha vida pessoal durante o mestrado, com conversas profundas e incentivadoras.

À amiga e colega de mestrado Alessandra Wirth, por ser parceira nos momentos bons e ruins. Adorei te reencontrar nesse desafio, que venham muitos outros e que possamos sempre ter uma à outra.

À amiga e colega de laboratório Alexya Langué, que me contagiou com sua paixão pela pesquisa e com suas conversas sobre a vida.

À bolsista de IC Mariana, que me ajudou na finalização dos ensaios.

Ao amigo / dupla de dança Ubirajara dos Santos Osório, pela ajuda na execução dos concretos e dos ensaios.

À minha “irmã” Graziela Taís Schmitt, que teve o mesmo orientador e me auxiliou durante o mestrado.

Ao colega do PPGEC e de laboratório Vinícius Marques, pela ajuda nas coletas de lixiviado.

Ao demais integrantes do grupo de Saneamento Ambiental, que foram receptivos aos questionamentos, proporcionando-me grande aprendizado.

À minha psicóloga e amiga Marilene, que, sabendo dos percalços desse processo, me incentivou e acreditou no meu potencial de engenheira, pesquisadora e professora.

Ao Diego Antes de Carvalho, que me apoiou durante a finalização da dissertação, tanto na parte prática quanto nos dias de escrita. Minha gratidão se estende a dona Beatriz e a vó Cristina, que me encheram carinho durante esse período.

Aos Laboratoristas da Engemix, do LMC, do LCVMat, do itt Fuse, e aos colaboradores da CRVR. Todos sempre me ajudaram durante os experimentos.

Aos colegas do PPGEC, pela parceria durante essa caminhada.

A humildade é a única base sólida de todas as virtudes.

(Confúcio)

## RESUMO

Uma relação entre a geração de resíduos sólidos urbanos e a destinação ambientalmente insegura destes e/ou a existência de áreas contaminadas por disposição irregular, são assuntos abordados nesta pesquisa. Estas áreas irregulares são constantemente ocupadas por edificações, o que traz uma preocupação com a potencial interferência, dos contaminantes presentes, nas propriedades das estruturas de concreto. Neste cenário, o objetivo geral deste trabalho foi avaliar o impacto da exposição ao lixiviado de aterros sanitários nas características de concretos de diferentes classes comerciais (T1, T2 e T3). O traço T1 é mais pobre, o T2 é um intermediário e o T3 possui a menor relação a/c e o consumo de cimento mais elevado. Isto visa uma simulação acelerada, através da imersão de corpos de prova (CP) de concreto em um tanque contendo lixiviado. As características desse lixiviado foram monitoradas ao longo do experimento, assim como a exposição nas características físicas/mecânicas do concreto, através de ensaios de resistência à compressão, resistividade elétrica, absorção de água, massa específica e índice de vazios. Também realizou-se o ensaio FRX, microscopia digital e MEV. O monitoramento do lixiviado do tanque (ambiente “ataque”) mostrou que o efluente manteve seu grau de contaminação. Nesse, verificou-se que as variações físico-químicas encontradas podem ser decorrentes do processo de degradação, sedimentação e evaporação, sendo notada também da influência do CP imersos no tanque. Nos ensaios de resistência à compressão verificou-se que em 70,37% dos CP ataque (tanque com lixiviado) e CP referência (amostras curadas em ambiente normatizado para comparação), apresentaram resultados significativamente iguais. Em 25,92% as atacadas obtiveram resultados superiores, e em apenas 3,71% os exemplares referência atingiram resistência à compressão superior. Desta maneira, estima-se que o lixiviado não interferiu negativamente na resistência do concreto. Entretanto, é notável que o lixiviado alterou a superfície do concreto, resultando no fechamento dos poros e redução da umidade interna dos CP. Isto pôde ser confirmado ao comparar os testes de absorção de água e índice de vazios. Esse fenômeno pode ter influenciado no aumento de resistência a compressão e nos ensaios de resistividade elétrica. Quando se compara a média de resistividade elétrica do T1 não há diferenças significativas, comportamento que difere do apresentando por T2 e T3, onde os exemplares em ataque apresentaram média superior aos que estavam em cura normatizada. Entretanto, através da análise de FRX, qualitativa, não foi possível determinar nenhuma mudança na composição química das amostras. Já nas imagens de microscopia digital verifica-se que os poros das amostras referência do T1 estão preenchidos e as do T3 estão sem obstruções. Por outro lado, as amostras atacadas de T1 e T3 obtiveram as superfícies e os poros com material escuro, possível biofilme, que contribui para a impermeabilidade do concreto. Finalmente, as imagens da MEV mostram que, os CP que estavam no ambiente referência, apresentaram estruturas que podem estar associadas a presença de Etringita, Hidróxido de cálcio e C-S-H. Substâncias que não foram observadas visualmente nos CP “Atacados”. A partir dessas análises, a pesquisa permite concluir que foram identificadas alterações causadas pelo contato com o lixiviado nos concretos. Estas alterações estão associadas a um aumento de resistência a compressão e resistividade elétrica; além da redução do índice de vazios e absorção de água.

**Palavras-chave:** Concreto. Lixiviado. Resíduos sólidos.

## ABSTRACT

A relation between the generation of urban solid waste and its environmentally unsafe destination and/or the existence contaminated areas by irregular disposal are issues addressed in this research. These irregular areas are constantly occupied by buildings, which raises a concern with the potential interference of contaminants present in the concrete structure properties. In this scenario, the general objective of this work was to evaluate the exposure impact from landfill leachate on the concrete characteristics from different concrete commercial classifications (T1, T2 and T3). The proportion of ingredients for concrete T1 is poor, the proportion for concrete T2 is intermediate and the proportion for concrete T3 has the lowest w/c ratio and the highest cement consumption. The immersion of concrete specimens (CS) in a tank containing leachate aims an accelerated simulation. The characteristics of this leachate were monitored in the course of the experiment, as well the exposure of the physical/mechanical characteristics from concrete by compressive strength, electrical resistivity, water absorption, specific mass and void ratio tests. The XRF test, digital microscopy and SEM were also performed for this study. The monitoring of the leachate from the tank ("attack" environment) showed that the effluent maintained its degree of contamination. In this environment was verified that the physicochemical variations may be due to the degradation, sedimentation and evaporation processes, being also noticed the influence of the CS immersed in the tank. In the compressive strength tests, it was found that in 70.37% of the CS attack (tank with leachate) and CS reference (samples cured in a standardized environment for comparison) presented significantly equal results. In 25.92% of the attacked ones obtained superior results, and in 3.71% of the reference specimens reached superior compressive strength. In this way, it is estimated that the leachate did not negatively affect the strength of the concrete. However, it is notable that the leachate altered the surface of the concrete, resulting in the CS pores closing and its internal humidity reduction. This could be confirmed by comparing the water absorption and void ratio tests. This phenomenon may have influenced the increase in compressive strength and electrical resistivity tests. When comparing the mean electrical resistivity of concrete T1 there are no significant differences - a behavior that differs from that presented by concrete T2 and concrete T3, where the specimens in attack had a higher average than those in normalized cure. However, through the FRX analysis, qualitative, it was not possible to determine any change in the chemical composition of the samples. In digital microscopy images, it can be seen that the pores of the reference samples from concrete T1 are filled and those from concrete T3 are unobstructed. On the other hand, the attacked samples from concrete T1 and concrete T3 obtained the surfaces and pores with dark material, a possible biofilm, which contributes to the concrete impermeability. Finally, the MEV images show that the CSs that were in the reference environment presented structures that may be associated with the presence of ettringite, calcium hydroxide and C-S-H. These substances were not visually observed in the "attacked" CS. Based on these analyses; the research concludes that alterations caused by contact with leachate in concrete could be identified. These changes are associated with an increase in compressive strength and electrical resistivity; in addition, reducing the void index and water absorption.

**Key-words:** concrete. landfill leachate. solid waste.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Produção de resíduos per capita (kg/hab.dia) no mundo .....	29
Figura 2 – Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos .....	32
Figura 3 – a) Imagem aérea de 1990 da área em estudo, com indício de depósito de resíduos. b) Área atualmente, com diversas edificações .....	40
Figura 4 - Evidência de corrosão em tanques de remoção de areia em uma estação de tratamento de águas residuais .....	60
Figura 5 - Representação esquemática do ciclo de enxofre na rede de esgoto com as quatro etapas envolvidas na biodeterioração de materiais cimentícios .....	62
Figura 6 - Representação esquemática dos discos obtidos a partir do testemunho (milímetros) e detalhes da base e do topo previamente à retificação das faces .....	65
Figura 7 – Imagens obtidas por MEV: A) parede do reator UASB; B) topo do testemunho extraído. C) Camada interna do concreto do testemunho .....	66
Figura 8 - Pontos de análise por EDS conforme pontos destacados na Figura 7 .....	66
Figura 9 - Difratomogramas das camadas de concreto do testemunho extraído da laje de cobertura do reator UASB, com destaque à região de pico de máxima intensidade da etringita e da gipsita .....	67
Figura 10 - Difratomogramas das camadas de concreto do testemunho extraído da laje de cobertura do reator UASB, região de pico de máxima intensidade da portlandita .....	68
Figura 11 - Difratomogramas: parede do reator UASB, região do pico de máxima intensidade da gipsita .....	68
Figura 12 – Fluxograma do programa experimental .....	73
Figura 13 – Curva granulométrica da brita faixa 4,75 – 12,5 mm. ....	75
Figura 14 – Curva granulométrica da brita faixa 9,5 – 25 mm. ....	75
Figura 15 – Curva granulométrica da areia fina. ....	76
Figura 16 – Curva granulométrica da areia regular. ....	77
Figura 17 – a) Materiais pesados; b) betoneira utilizada para a mistura .....	79
Figura 18 – Ensaio de abatimento de tronco de cone .....	80
Figura 19 – CP a) logo após a moldagem; b) separados e identificados por betoneira para colocação em contato com o lixiviado .....	81
Figura 20 – CP do T1 identificados por betoneira a) em cura normatizada, saturados em solução de cal com temperatura controlada; b) sendo colocados no lixiviado .....	82
Figura 21 – CP que ficaram na calha Parshall do aterro sanitário. ....	82

Figura 22 - Resistências apresentadas pelo traço T1R aos 7 e aos 28 dias de cura	83
Figura 23 – Resistências apresentadas pelo traço T2R aos 7 e aos 28 dias de cura .....	84
Figura 24 - Resistências apresentadas pelo traço T3R aos 7 e 28 dias de cura.....	84
Figura 25 – Localização da Calha Parshall no aterro sanitário da CRVR - São Leopoldo.....	87
Figura 26 – a) recipientes utilizados para a coleta do lixiviado; b) coleta de lixiviado através da submersão dos recipientes; c) coleta de lixiviado no vertedouro da calha Parshall. ....	88
Figura 27 – Equipamentos a) prensa; b) retífica. ....	90
Figura 28 – CP referência e CP que estavam em contato com o lixiviado após a realização da retificação.....	90
Figura 29 – Equipamento e amostras para o ensaio de resistividade elétrica dos concretos.....	92
Figura 30 – Gráfico apresentando a concentração de AGV ao longo do tempo de monitoramento. ....	96
Figura 31 – Gráfico que mostra as concentrações das Alcalinidades à ácidos voláteis, à bicarbonatos e total ao longo do tempo. ....	97
Figura 32- Gráfico das concentrações de COT ao longo do tempo. ....	99
Figura 33 – Gráfico da cor aparente apresentada pelo lixiviado ao longo do experimento.....	100
Figura 34 - Gráfico da cor verdadeira apresentada pelo lixiviado ao longo do experimento.....	101
Figura 35 – Gráfico das concentrações de DBO apresentadas pelo lixiviado ao longo da interação.....	103
Figura 36 - Gráfico das concentrações de DQO apresentadas pelo lixiviado ao longo do tempo. ....	104
Figura 37 – Gráfico apresentando os níveis de nitrogênio amoniacal, orgânico e total apresentados ao longo do tempo pelo lixiviado.....	106
Figura 38 – Gráfico das concentrações de fósforo total apresentados pelo lixiviado ao decorrer do ensaio de interação. ....	107
Figura 39 – gráfico do pH ao decorrer do tempo de ensaio. ....	108
Figura 40- Gráfico de Turbidez apresentada pelo lixiviado ao decorrer do estudo.	110

Figura 41 – Gráfico das resistências à compressão apresentadas pelo exemplares do T1 ao longo do tempo, no ambiente de ataque (A) e referência (R). .....	112
Figura 42 – Gráfico das resistências à compressão apresentadas pelo exemplares do T2 ao longo do tempo, no ambiente de ataque (A) e referência (R). .....	112
Figura 43 – Gráfico das resistências à compressão apresentadas pelo exemplares do T3 ao longo do tempo, no ambiente de ataque (A) e referência (R). .....	113
Figura 44 – CP T1 do ambiente ataque após o rompimento. ....	118
Figura 45 – Amostras logo após o ensaio de resistência à compressão aos 420 dias: a) T2R totalmente saturado. b) T2A com apenas a superfície molhada e interior seco.....	120
Figura 46 – CP aos 420 dias de cura após o rompimento: a) T3R com seu interior totalmente saturado. b) T3A com o interior em condição seca.....	123
Figura 47 – Gráfico da média das resistências obtidas por T1 com e sem a adição de Penetron nos ambientes referência e ataque.....	126
Figura 48 – Amostras aos 420 dias de cura: a) T1AP, amostra que estava no tanque com lixiviado que contém Penetron. b) T1A, amostra que também estava no tanque com lixiviado, mas não contém Penetron. ....	128
Figura 49 – Gráfico das resistências à compressão apresentadas pelo exemplares de T1, T2 e T3, após 240 dias de cura normatizada e 180 acondicionados na calha do aterro sanitário. ....	130
Figura 50 – Médias dos resultados obtidos de resistência à compressão por T1, T2 e T3 nos ambientes chamados calha, ataque e referência. ....	130
Figura 51- CP após serem retirados da calha Parshall do aterro sanitário. ....	131
Figura 52 – Gráfico da média da absorção de água apresentadas pelas amostras na idade de 420 dias de cura. ....	133
Figura 53 – Gráfico da média do índice de vazios apresentados pelas amostras na idade de 420 dias de cura. ....	134
Figura 54 – Gráfico da média da massa específica real apresentadas pelas amostras na idade de 420 dias de cura. ....	135
Figura 55 – Gráfico dos resultados obtidos em três CP de cada traço nos diferentes ambientes de cura.....	136
Figura 56 – Resumo do modelo criado para estimar a resistência dos concretos em contato com o lixiviado. ....	138

Figura 57 – Imagem da superfície do traço T1 obtidas através de microscopia digital. A, B, C – Amostra referência. D, E, F – Amostra atacada. (Escala: A e D – 100µm; B e E – 200 µm; C e F – 1 mm). .....	140
Figura 58 – Imagem da superfície do traço T3 obtidas através de microscopia digital. A, B, C – Amostra referência. D, E, F – Amostra atacada. (Escala: A e D – 100µm; B e E – 200 µm; C e F – 1 mm). .....	141
Figura 59 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T1R. ....	145
Figura 60 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T1A. ....	146
Figura 61 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T2R. ....	147
Figura 62 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T2A. ....	148
Figura 63 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T3R. ....	149
Figura 64 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T3A. ....	150

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Percentuais das formas de disposição e tratamento nas regiões do mundo .....	30
Quadro 2 – Espécies de bactérias e protozoários presentes no processo de degradação .....	38
Quadro 3 – Classes de agressividade ambiental .....	48
Quadro 4 – Correspondência entre classe de agressividade e qualidade do concreto .....	49
Quadro 5 – Recomendações para concreto exposto a soluções aquosas agressivas. ....	50
Quadro 6 - Consequências da ação de micro-organismos sobre as superfícies da edificação .....	58
Quadro 7 – Método utilizado para analisar os parâmetros do lixiviado (APHA/AWWA/WEF 2017).....	88
Quadro 8 – Temperaturas médias, máximas e mínimas durante o período de monitoramento. ....	94
Quadro 9 – Resultados do teste ANOVA e Tuckey para a verificação se o tempo de cura influência nos resultados de cada traço nos ambientes distintos. ....	113
Quadro 10 – Teste ANOVA e Tuckey entre T1, T2 e T3, em cada ambiente.....	115
Quadro 11 – Teste ANOVA entre os ambientes para cada idade de T1.....	116
Quadro 12 – Teste ANOVA entre os ambientes para cada idade de T2.....	119
Quadro 13- Teste ANOVA entre os ambientes para cada idade de T3.....	121
Quadro 14 – Teste ANOVA para os diferentes ambientes entre os concretos com e sem a adição de Penetron – T1. ....	126
Quadro 15 – Resultados apresentados pela análise de FRX realizada da parte superficial das amostras.....	142
Quadro 16 – Elementos químicos que não são comuns nas amostras.....	143

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros .....	36
Tabela 2 – Quantidade de CP moldados por traço .....	72
Tabela 3 – Quantidade de materiais dos traços T1, T2 e T3 por m <sup>3</sup> .....	78
Tabela 4 – Características dos traços T1, T2 e T3.....	79
Tabela 5 – Parâmetros do aterro sanitário da CRVR – SL.....	85
Tabela 6 – Resultados obtidos no ensaios de índice de vazios, massa específica e absorção de água realizados nas amostras na idade de 420 dias.....	132

## LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COT	Carbono Orgânico Total
CP	Corpo de Prova
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DRX	Difração de Raios X
DTG	Análises Termogravimétricas – Derivada
ETE	Estação de Tratamento de Efluente
$f_{ck}$	Resistência Característica à Compressão
FRX	Fluorescência de Raios X
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
MPa	Megapascal
NBR	Normas Brasileiras de Regulação
N-NH <sub>3</sub>	Nitrogênio Amoniacal
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PPGEC	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
RILEM	Réunion Internationale des Laboratoires et Experts des Matériaux, Systèmes de Construction et Ouvrages
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SDF	Sólidos Dissolvidos Fixos
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis
SNSA	Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental
SS <sub>ed</sub>	Sólidos Sedimentáveis

SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos
ST	Sólidos Totais
TG	Análises Termogravimétricas
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez

**LISTA DE SÍMBOLOS**

$(\text{CaO})_3 \cdot (\text{Al}_2\text{O}_3) \cdot (\text{CaSO}_4)_3 \cdot 32\text{H}_2\text{O}$	Etringita
$2\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$	Silicato dicálcico
$3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$	Aluminato tricálcico (alita)
$3\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$	Silicato tricálcico
$4\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3$	Ferroaluminato tetracálcico
$\text{Al}_2\text{O}_3$	Alumina
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	Hidróxido de cálcio
$\text{CaO}$	Cal
$\text{CaSO}_4$	Sulfato de cálcio
$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Sulfato de cálcio hidratado - Gesso
$\text{CO}_2$	Dióxido de carbono
$\text{Fe}_2\text{O}_3$	Óxido de ferro
$\text{H}_2\text{O}$	Água
$\text{H}_2\text{S}$	Sulfeto de hidrogênio
$\text{H}_2\text{SO}_4$	Ácido sulfúrico
$\text{SiO}_2$	Sílica
$\text{SO}_4$	Sulfato

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>23</b>
1.4 OBJETIVOS .....	26
<b>1.4.1 Objetivo Geral</b> .....	<b>26</b>
<b>1.4.2 Objetivos Específicos</b> .....	<b>26</b>
<b>2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>27</b>
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS .....	27
<b>2.1.1 Disposição de Resíduos</b> .....	<b>28</b>
2.1.1.1 Processo de degradação de RSU em aterros sanitários .....	32
<b>2.1.2 Lixiviado</b> .....	<b>34</b>
2.1.2.1 Caracterização Físico-química .....	35
2.1.2.2 Caracterização Microbiológica .....	37
<b>2.1.3 Áreas contaminadas por disposição inadequada de RSU</b> .....	<b>39</b>
2.2 CONCRETO .....	46
<b>2.2.1 Durabilidade</b> .....	<b>47</b>
<b>2.2.2 Cimento</b> .....	<b>51</b>
<b>2.2.3 Caracterização do concreto</b> .....	<b>53</b>
2.2.3.1 Caracterização Mecânica .....	53
2.2.3.2 Caracterização Física .....	53
2.2.3.3 Caracterização Química, Estrutural e Morfológica .....	55
2.3 AMBIENTES AGRESSIVOS .....	57
<b>2.3.1 Biodegradação</b> .....	<b>58</b>
2.3.1.1 Biofilme .....	58
2.3.1.2 Biocorrosão do concreto .....	59
<b>2.3.2 Ataque químico</b> .....	<b>69</b>
<b>3 METODOLOGIA</b> .....	<b>71</b>
3.1 PLANEJAMENTO DOS ENSAIOS E DAS ETAPAS DO PROGRAMA EXPERIMENTAL .....	71
3.2 CONCRETOS ENSAIADOS .....	74
<b>3.2.1 Caracterização dos Materiais</b> .....	<b>74</b>
3.2.1.1 Cimento .....	74
3.2.1.2 Agregado Graúdo .....	74
3.2.1.3 Agregado Miúdo .....	76

3.2.1.4 Aditivo Polifuncional .....	77
3.2.1.5 Água de amassamento.....	77
3.2.1.6 Aditivo Cristalizante.....	77
<b>3.2.2 Mistura, Trabalhabilidade, Moldagem, Cura e Resistência à Compressão</b> .....	<b>78</b>
3.3 LIXIVIADO.....	85
<b>3.3.1 Dados do Aterro Sanitário .....</b>	<b>85</b>
<b>3.3.2 Coleta do lixiviado para os ensaios do programa experimental.....</b>	<b>86</b>
<b>3.3.3 Caracterização Físico-Química .....</b>	<b>88</b>
3.4 ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO DOS CONCRETOS .....	89
<b>3.4.1 Caracterização mecânica do concreto .....</b>	<b>89</b>
3.4.1.1 Resistência à Compressão.....	89
3.4.1.2 Índice de Vazios, Massa Específica e Absorção de Água.....	91
3.4.1.3 Ensaio de Resistividade Elétrica .....	91
<b>3.4.2 Caracterização química, estrutural e morfológica do concreto .....</b>	<b>92</b>
3.4.2.1 Fluorescência de raios x.....	92
3.4.2.2 Ensaio de Microscopia Digital .....	92
3.4.2.3 Microscopia Eletrônica de Varredura.....	93
3.5 ANÁLISE DE DADOS.....	93
<b>4 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....</b>	<b>94</b>
4.1 MONITORAMENTO DO LIXIVIADO AO LONGO DO EXPERIMENTO .....	94
<b>4.1.1 Acidez e Alcalinidade.....</b>	<b>95</b>
<b>4.1.2 COT.....</b>	<b>99</b>
<b>4.1.3 Cor .....</b>	<b>100</b>
<b>4.1.4 Matéria Orgânica .....</b>	<b>102</b>
<b>4.1.6 Nitrogênio .....</b>	<b>106</b>
<b>4.1.7 Fósforo Total.....</b>	<b>107</b>
<b>4.1.6 pH.....</b>	<b>108</b>
<b>4.1.6 Turbidez .....</b>	<b>110</b>
<b>4.1.7 Considerações finais sobre o monitoramento do lixiviado no tanque ....</b>	<b>111</b>
4.2 ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO DOS CONCRETOS .....	112
<b>4.2.1 Resistência à compressão .....</b>	<b>112</b>
4.2.1.1 Comparação entre amostras referências e atacados .....	112
4.2.1.1.1. <i>Apresentação dos resultados de resistência a compressão.....</i>	112

4.2.1.1.2. <i>Influência do tempo de cura da resistência a compressão</i> .....	113
4.2.1.1.3. <i>Influência do traço nos valores da resistência a compressão</i> .....	115
4.2.1.1.4. <i>Comparação entre o comportamento do CP Referência e CP Ataque</i> ....	116
4.2.1.2 Comparação entre amostras T1 com e sem Penetron .....	126
4.2.1.3 Comparação entre amostras da calha e demais ambientes aos 420 dias ..	129
<b>4.2.2 Índice de Vazios, Massa Específica e Absorção de Água</b> .....	<b>131</b>
<b>4.2.3 Água Resistividade Elétrica</b> .....	<b>135</b>
<b>4.2.4 Microscopia Digital</b> .....	<b>139</b>
<b>4.2.5 FRX</b> .....	<b>142</b>
<b>4.2.6 MEV</b> .....	<b>144</b>
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>152</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>156</b>

## 1 INTRODUÇÃO

No ano de 2018, foram geradas 79 milhões de toneladas de RSU no Brasil. (ABRELPE, 2020). No país, a opção mais viável para disposição são os aterros sanitários. (POVINELLI; ALEM SOBRINHO, 2009). Todavia, parte deste ainda é descartada em aterros controlados ou em lixões a céu aberto, métodos ambientalmente inseguros para destinação final. (QUADROS, 2009).

Atualmente, em torno de 35,3 milhões de toneladas de resíduos foram descartadas em locais inapropriados. (ABRELPE, 2020). O fato é que o método de descarte em lixões e aterros controlados não são permitidos. (NATHANSON, 2010). É incumbência dos municípios a realização da gestão integrada dos resíduos sólidos que foram gerados em seu território (BRASIL, 2010), no entanto, muitas vezes, isto não ocorre, ocasionando a contaminação ambiental devido ao lançamento de lixiviados e gases na natureza sem prévio tratamento. (CAETANO, 2009).

O processo de decomposição dos RSU em aterros sanitários consiste em diversas etapas sequenciais, cada uma com sua microbiota específica. (MORAVIA, 2007). Pohland e Harper (1987) dividem esse processo em cinco fases. Porém, por causa das contínuas descargas de RSU, torna-se comum a sua ocorrência simultânea. (MORAVIA, 2007). Sendo assim, a degradação dos RSU é constituída pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos. Nesse processo ocorre a bioconversão da matéria orgânica no biogás e no lixiviado (CASTILHOS JUNIOR *et al.*, 2003). Com relação ao lixiviado, este é um dos elementos mais impactantes na contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas. (BORTOLIN; MALAGUTTI FILHO, 2010).

Nesse cenário, existem diversos estudos que indicam a contaminação de áreas próximas a aterros sanitários, ou que comprovam a periculosidade de lugares onde foram dispostos RSU de maneira irregular. Entre estes pode-se citar ABDOLLAHI *et al.*, 2019; SALEH *et al.*, 2019; NAVEEN; SUMALATHA; MALIK, 2018; PINHEIRO; MOCHEL, 2018; BRITTES, 2017; PREM SUDHA; UMA; MURALI, 2016; GOMES *et al.*, 2016; SUGIRTHARAN; RAJENDRAN, 2015; SOUZA *et al.*, 2015; WIJESEKARA *et al.*, 2014; MARQUES, 2012 LONGE; BALOGUN, 2010). O que se percebe é que estas áreas, são comumente simplesmente aterradas, proporcionando um local para instalação de bairros e vilas com ocupação residencial, comercial e até industrial. Usualmente, estas construções não possuem um controle tecnológico de concreto, o

que provoca a hipótese e problemática desta pesquisa, as quais relacionam a interferência destes resíduos dispostos irregularmente nas estruturas de concreto destas obras.

Assim, cresce a preocupação com a durabilidade das estruturas de concreto, que atualmente é o segundo material mais usado no mundo, ficando atrás apenas da água (TEH *et al.*, 2017), com um consumo anual estimado em 23 bilhões de toneladas. (MEHTA; MONTEIRO, 2014). Define-se como qualquer produto fabricado a partir de um meio cimentante, que é geralmente composto por cimento hidráulico (cimento Portland) e água. Ele pode ser constituído por duas fases, uma composta pela pasta de cimento hidratada e outra, pelos agregados. Desta maneira, tem as propriedades definidas pelas características de cada fase e pelas suas interfaces. (NEVILLE; BROOKS, 2013).

A durabilidade é uma das principais características do concreto, consistindo na capacidade de suportar as condições para as quais foi projetado durante a vida da estrutura. Essa qualidade pode ser afetada por agentes externos advindos do meio ou por agentes internos, que podem ser físicos, mecânicos ou químicos. (NEVILLE; BROOKS, 2013). Conforme ABNT, 2015, são necessárias medidas adequadas para prevenir ou reduzir o risco potencial de deterioração.

Os concretos podem estar em contato com diferentes tipos de ataques, sendo foco deste trabalho as reações que ocorrem em lixiviados oriundos da degradação dos resíduos sólidos que possuem diferentes composições. Pela dificuldade de trabalhos que relacionem lixiviados e concreto, cita-se aqui ataques similares que podem ser comparados a efluentes como esgotos presentes nas tubulações (JIANG *et al.*, 2016; AYOUB *et al.*, 2004; DE BELIE, 2004; MORI *et al.*, 1992), que estão em fase de tratamento (DRUGA *et al.*, 2018; HOPPE FILHO *et al.*, 2014; WERITZ *et al.*, 2009; SARICIMEN *et al.*, 2003; BARBOSA *et al.*, 2002; IDRIS *et al.*, 2001; VINCKE *et al.*, 2001), efluentes de silagem (AIKEN *et al.*, 2017) ou ainda provenientes de curtumes (MANZUR *et al.*, 2016).

Devido ao fato de alguns efluentes possuírem alto teor de matéria orgânica, tornam-se locais propícios para a proliferação de fungos e bactérias, podendo ocorrer a biodeterioração dos materiais, sendo a mudança indesejada causada por organismos vivos. (DI GIUSEPPE, 2013). Outro tipo de deterioração que pode ocorrer é devido ao ataque químico ao concreto, fazendo com que haja uma perda das propriedades do material, como apresentado por Gutberlet, Hilbig e Beddoe (2015),

fato que pode contribuir para a perda de resistência e/ou diminuição do potencial hidrogeniônico (pH) interno. Quando esse parâmetro varia de 8,3 a 9, ocorre a alteração química da película passivadora do aço, causando a corrosão do aço de forma generalizada (CASCUDO; CARASEK, 2011), que afeta a vida útil das estruturas de concreto armado.

As normas brasileiras trazem alguns parâmetros que podem afetar o concreto, como pH, presença de cloretos, sulfatos, dióxido de carbono, magnésio e amônia, mostrando exigências necessárias para garantir sua durabilidade. (ABNT, 2015). Porém, é sabido que ambientes que contêm soluções com alto teor de matéria orgânica são locais propícios para a biodegradação do concreto, sendo um tema pouco abordado nas normas técnicas vigentes.

Apenas justificando esta importância, cita-se Hoppe Filho *et al.* (2014), os quais realizaram análises comprovando os diferentes compostos presentes nas camadas de concreto devido ao gás gerado em uma estação de tratamento de efluentes. Já Druga *et al.* (2018) estudaram o concreto em contato com os líquidos de cada fase desse local. A ação de efluentes também foi investigada em tubulações de esgotos por Jiang *et al.* (2016), sendo a ação das bactérias essencial no processo de degradação. Demais estudos visaram pesquisar o ataque químico de efluentes de curtumes (MANZUR *et al.*, 2016) e de silagens (AIKEN *et al.*, 2017).

Nesse contexto, juntamente com a crescente preocupação em atingir a vida útil preconizada na ABNT NBR 15575:2013 - *Edificações habitacionais — Desempenho* (ABNT, 2013) para as edificações, este trabalho investigou o impacto do lixiviado, proveniente de RSU, nas características do concreto. Está inserido no grupo de pesquisa do CNPq Saneamento Ambiental do PPGE (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil) da UNISINOS, na linha de pesquisa de Otimização de processos para a minimização de resíduos. Sua inserção nesta linha de pesquisa é justificada devido ao fato de que esses meios agressivos causam o fim da vida útil das estruturas de maneira precoce, sendo necessário o conhecimento dos mecanismos de ataque para a sua prevenção ou atenuação, aumentando, assim, a segurança nas edificações e a vida útil do concreto, gerando por decorrência a redução da geração de resíduos de construção e demolição.

## 1.4 OBJETIVOS

### 1.4.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o impacto da exposição ao lixiviado de aterros sanitários nas características de concretos de diferentes classes comerciais. A ideia é uma simulação acelerada e, por isso a exposição direta ao lixiviado bruto, de forma a verificar a potencial influência nas estruturas construídas em áreas contaminadas por disposição inadequadas de resíduos sólidos.

### 1.4.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos são:

- a) Monitorar as características do lixiviado durante todo o experimento, para avaliar a manutenção de suas propriedades físico-químicas;
- b) Determinar a influência da exposição ao lixiviado nas características físicas/mecânicas do concreto, através de ensaios de resistência a compressão, resistividade elétrica, absorção de água, massa específica e índice de vazios;
- c) Avaliar a influência da exposição ao lixiviado nas características químicas, através de um ensaio qualitativo de FRX
- d) Verificar as alterações dos concretos moldados expostos ao lixiviado, utilizando microscopia digital e MEV;

## 2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A fundamentação teórica aborda os temas relacionados a resíduos sólidos urbanos, concreto e ambientes agressivos. Além disso, inclui aspectos sobre a biodegradação do lixiviado e do concreto, a durabilidade dos materiais e o ataque químico ao concreto.

### 2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os resíduos sólidos são materiais que podem estar nos estados sólido ou semissólido. Por definição também podem ser considerados gases e líquidos que não podem ser lançados na rede pública de efluentes ou nos mananciais, ou que exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível. São provenientes da atividade humana em comunidade, podendo ser classificados pela sua origem. Assim sendo, podem ser considerados resíduos sólidos domésticos, de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, de saneamento básico, de atividades industriais, de serviços de saúde, da construção civil, de atividades agrossilvipastoris, de serviço de transportes ou de mineração. (FUNASA, 2015; BRASIL, 2010; ABNT, 2004).

Outra forma de os resíduos serem classificados é em relação à sua periculosidade. São considerados Classe I ou Perigosos os resíduos que possuem características que apresentam risco à saúde pública e ao meio ambiente, incluindo: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade. Já resíduos Classe II ou Não Perigosos podem ser subdivididos em Classe IIA (resíduos não inertes que podem apresentar propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade) e Classe IIB (resíduos inertes, os quais não sofrem transformações físicas, químicas ou biológicas que possam acarretar algum tipo de risco à saúde e ao meio ambiente). (BRASIL, 2010; ABNT, 2004).

Essa variabilidade e essa heterogeneidade dos resíduos sólidos, associadas, principalmente, à sua crescente geração, constituem um dos principais problemas ambientais urbanos, fato que está diretamente ligado ao crescimento populacional, industrial e do consumo. (SILVA *et al.*, 2014). Os resultados apresentados pela ABRELPE (2020) revelam que 79 milhões de toneladas de RSU foram geradas no ano de 2019.

Esse elevado volume gerado deve ser devidamente tratado ou disposto em locais ambientalmente seguros. No entanto a escolha da melhor tecnologia deve levar em consideração tanto critérios legislativos, nesse caso as obrigatoriedades da Lei 12.305 (BRASIL, 2010), quanto critérios técnicos, como o conhecimento das características químicas dos resíduos. Dentre elas podem-se citar: poder calorífico, pH, relação teor de carbono/nitrogênio, sólidos totais fixos, sólidos voláteis, teor de umidade, compressibilidade e composição gravimétrica. (FUNASA, 2015; ZANTA; FERREIRA, 2003). Em composições gravimétricas de resíduos de origem domiciliar e comercial, os componentes comumente descritos são: matéria orgânica putrescível, metais ferrosos, metais não ferrosos, papel, papelão, plásticos, trapos, vidro, borracha, couro, madeira, entre outros. (ZANTA; FERREIRA, 2003).

### **2.1.1 Disposição de Resíduos**

No Brasil, a opção por aterros sanitários é a mais viável tecnicamente e economicamente. (POVINELLI; ALEM SOBRINHO, 2009). Ela pode ser considerada um dos métodos mais simples para a disposição de RSU, no entanto exige cuidados e técnicas específicas de projeto, construção e operação, que abrangem desde a seleção e o preparo da área a ser implantada até o seu monitoramento. Entre os elementos técnicos obrigatórios, estão: sistema de impermeabilização inferior e superior; cobertura intermediária; sistema de coleta, transporte e tratamento de lixiviados; sistema de captação, transporte e tratamento de gases; drenagem superficial; e sistema de monitoramento. Todas essas precauções servem para evitar danos ao meio ambiente, impedindo a contaminação das águas subterrâneas pelo lixiviado e a emissão de gases de efeito estufa resultante da decomposição anaeróbia do RSU no interior do aterro. (IBRAHIN; IBRAHIN; CANTUÁRIA, 2015; NATHANSON, 2010).

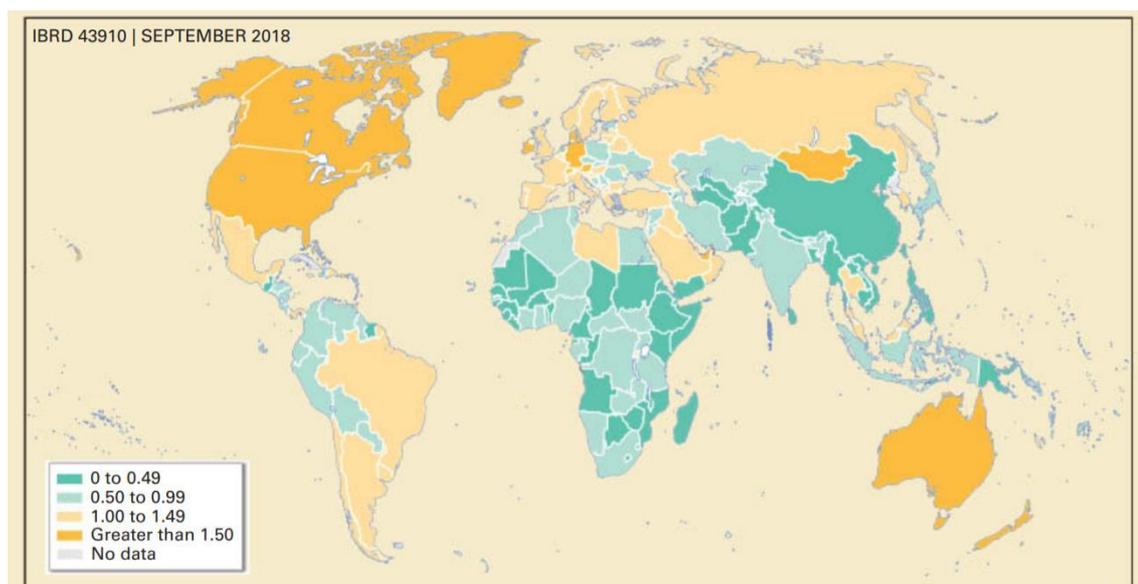
Entretanto, em nível nacional, a exigência de sistemas de impermeabilização para estruturas de destinação final de resíduos sólidos apenas ocorreu a partir da década de 1970. (POVINELLI; ALEM SOBRINHO, 2009). Deste modo, os lixões, amplamente utilizados no passado, ocasionavam a contaminação das águas subterrâneas, além da poluição de corpos hídricos próximos. Esse método de despejo em céu aberto não é mais permitido em muitos países. Mas o lixiviado e o metano de

lixões antigos ainda causam problemas de poluição em algumas áreas. (NATHANSON, 2010).

A questão é que, na realidade nacional, a maioria dos municípios brasileiros ainda destina seus resíduos para esses locais. Sendo assim, um dos maiores desafios da atual gestão de resíduos sólidos no Brasil é a eliminação dessa prática inadequada. (KLEIN; GONÇALVES-DIAS; JAYO, 2018).

Nesse contexto, dados referentes ao ano de 2017 demonstram que, no Brasil, a média de massa coletada per capita é de 0,95 kg/hab.dia. (SNSA, 2019). O relatório da ABRELPE (2020) apresenta uma geração nacional de 79 milhões de toneladas de resíduos, representando um índice de 1,04 kg/hab.dia, fazendo com que o país fique entre os que mais produzem resíduos per capita em nível mundial, como pode ser visto no estudo realizado por Kaza *et al.* (2018).

Figura 1 – Produção de resíduos per capita (kg/hab.dia) no mundo



Fonte: Kaza *et al.* (2018).

Mundialmente, a média de resíduos gerada por pessoa por dia é de 0,74 kg, mas ela varia amplamente, entre 0,11 e 4,54 kg. O mundo gera 2,01 bilhões de toneladas de resíduos sólidos anualmente, sendo que pelo menos 33% deles não são gerenciados de maneira ambientalmente segura. (KAZA *et al.*, 2018).

Dos resíduos gerados no Brasil, cerca de 92% do RSU, o que corresponde a 72,7 milhões de toneladas, foram coletados. O restante (6,3 milhões de toneladas) pode ter sido disposto inadequadamente. O fato é que, cerca de 60% foram encaminhados para aterros sanitários. Ou seja, aproximadamente 29,5 milhões de

toneladas foram destinadas para lixões e/ou aterros controlados (ABRELPE, 2020). Desta maneira, pode-se afirmar que, no ano de estudo, em torno de 35,8 milhões de toneladas de resíduos foram descartadas em locais inapropriados, gerando danos ao meio ambiente e à saúde humana. Na Região Sul, os percentuais são maiores quando comparados aos em nível nacional, tanto para o RSU coletado quanto para a disposição em aterros sanitários, sendo eles 95,5% e 70,6%, respectivamente. Esses valores são divergentes dos apresentados em nível mundial, como mostra o Quadro 1, no qual se observa que lixões, aterros controlados e aterros não especificados ainda são empregados frequentemente em várias regiões do globo como forma de disposição final dos resíduos.

Quadro 1 – Percentuais das formas de disposição e tratamento nas regiões do mundo

Método	Leste da Ásia e Pacífico	Europa e Ásia Central	América Latina e Caribe	Oriente Médio e Norte da África	América do Norte	Sul da Ásia	África Subsaariana
Compostagem	2%	10,7%	1%	4%	0,4%	16%	1%
Aterro controlado	<1%	1,3%	15%	14%	-	-	11%
Incineração	24%	17,8%	-	<1%	12%	-	-
Aterro (não especificado)	46%	20,1%	1,5%	9%	-	4%	12%
Lixão	18%	25,6%	26,8%	52,7%	-	75%	69%
Reciclagem	9%	2%	4,5%	9%	33,3%	5%	6,6%
Aterro Sanitário	<1%	4,5%	52%	11%	54,3%	-	1%

Fonte: adaptado de Kaza *et al.* (2018).

Os aterros controlados são os locais onde os resíduos são dispostos com alguns controles, dentre eles: isolamento, acesso restrito, cobertura dos resíduos com terra e controle de entrada de resíduos. Entretanto, essas atividades não atendem às recomendações da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010). Já os lixões são vazadouros a céu aberto, onde não são realizados controles ambientais e tratamento do RSU; nesse caso, as pessoas possuem livre acesso para mexer nos resíduos e até para residir próximo ou sobre eles, caracterizando-se, ambiental e socialmente, como a pior situação adotada para a destinação de RSU. (CETESB, 2017).

Apesar das irregularidades mencionadas aqui, é notório que o arcabouço legal que garante a destinação adequada dos resíduos sólidos é uma realidade nacional. Nesse aspecto cita-se a Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que instituiu a PNRS (BRASIL, 2010). Conforme a legislação, a gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos no país devem seguir a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Cabe aos municípios realizar a gestão integrada dos resíduos sólidos gerados nos respectivos territórios; e aos estados, realizar a fiscalização. (BRASIL, 2010).

A partir do aumento dos RSU gerados e das discussões do que se fazer com todo o material, houve o crescimento, nos últimos anos, da mobilização em torno desse assunto. Obteve-se a atenção de órgãos públicos e privados, das universidades e da sociedade, na tentativa de encontrar meios viáveis para continuar mantendo os atuais padrões de produção e consumo, diminuindo a degradação do ambiente urbano. (PEREIRA; CURI; CURI, 2018). Com isso, antigos vazadouros e lixões estão sendo encerrados e recuperados. Porém, a total recuperação dessas áreas é, geralmente, impossível, devido ao elevado volume de resíduos descartados ao longo dos anos. Desta maneira, essa recuperação ambiental exige o estudo do local e a determinação do grau de contaminação do solo e da água. Somente dessa forma, é possível avaliar quais as técnicas são mais adequadas para a atenuação dos impactos ambientais e sociais provocados pelo descarte irregular dos resíduos sólidos. (FUNASA, 2015).

Caetano (2009) também relata a dificuldade nacional na implantação e na operação de aterros sanitários eficientes e que atendam aos requisitos exigidos por normas técnicas vigentes. Por conseguinte, isso contribui para a contaminação ambiental de recursos hídricos, do solo e da atmosfera em virtude do lançamento de lixiviados e gases provenientes de aterros.

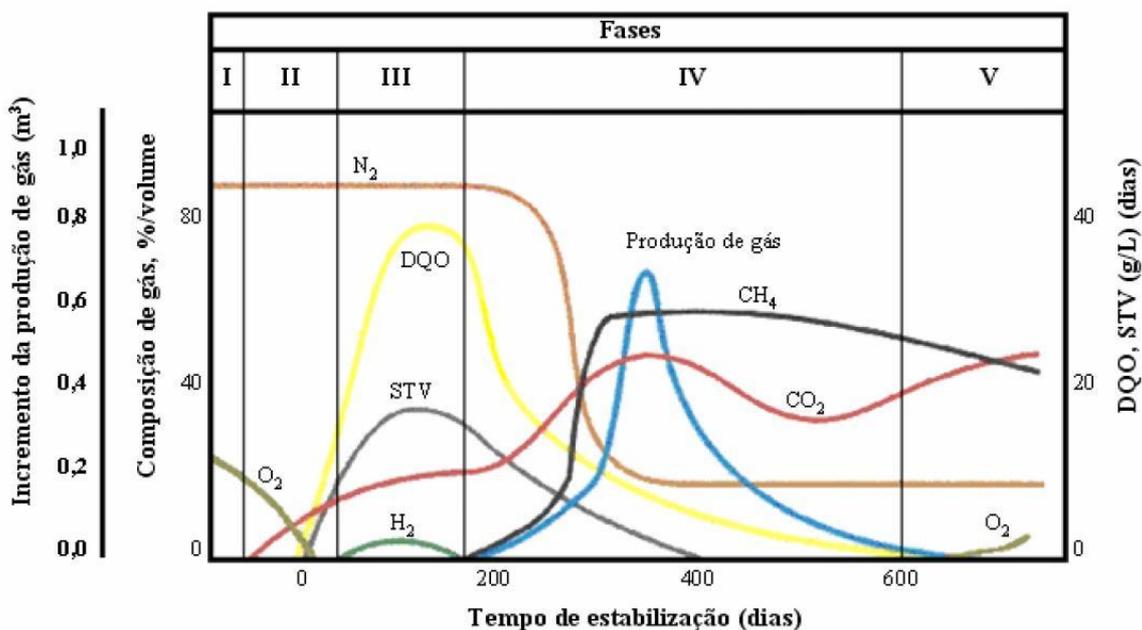
Os RSU possuem uma grande variedade química, sendo o processo de degradação de seus compostos orgânicos e inorgânicos um fenômeno constituído essencialmente pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos. Dentre outros, o principal responsável pela degradação dos resíduos é a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas, as quais acarretam vetores de poluição em aterro sanitário: o biogás e o lixiviado (CASTILHOS JUNIOR *et al.*, 2003).

O lixiviado é um dos elementos mais impactantes na contaminação do solo, assim como das águas superficiais e subterrâneas, pelo seu escoamento superficial ou pela percolação (BORTOLIN; MALAGUTTI FILHO, 2010). Os impactos, as características e as tecnologias de tratamento desse composto vêm sendo estudados há mais de 30 anos. (AZIZ; MAULOOD, 2015). Entretanto, somente a identificação desse problema não é o suficiente, faz-se necessária a realização de estudos que previnam essas contaminações, evitando a necessidade de remediação. (PINHEIRO; LOBÓN; SCALIZE, 2018).

#### 2.1.1.1 Processo de degradação de RSU em aterros sanitários

O processo de decomposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários é predominante anaeróbico e é composto por diversas etapas sequenciais, tendo cada uma delas uma população de bactérias específicas. (MORAVIA, 2007). Esse fenômeno foi dividido por Pohland e Harper (1987) em cinco fases, como demonstra a Figura 2.

Figura 2 – Fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos



Fonte: Pohland e Harper (1987).

A seguir, apresenta-se um resumo das fases de estabilização dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, conforme relatado por Pohland e Harper (1987):

- Na Fase I, ocorre o ajustamento inicial do aterro sanitário, que está relacionado com a disposição dos resíduos e com o acúmulo inicial de umidade no interior do aterro. Esta fase é caracterizada pela curta duração, possuindo micro-organismos aeróbios e facultativos. Nesta fase, as bactérias aeróbias iniciam a biodegradação dos compostos orgânicos;
- Posteriormente, ocorre a Fase II, denominada também de Fase de transição, ou seja, é quando acontece a transição do ambiente aeróbio para o ambiente anaeróbio. Uma tendência para condições redutoras é criada devido às mudanças dos aceptores de elétrons, de oxigênio para nitratos e sulfatos, e à substituição do oxigênio pelo dióxido de carbono. No fim da Fase II, verifica-se a elevação das concentrações de DQO e de ácidos graxos voláteis no lixiviado;
- Na Fase III, na qual ocorre a formação de ácidos, é quando se verifica a hidrólise dos resíduos. Os micro-organismos realizam a conversão dos compostos orgânicos biodegradáveis em ácidos graxos voláteis. Esse fato gera uma redução do pH, diminuindo a solubilização de compostos inorgânicos. Também há consumo dos nutrientes nitrogênio e fósforo devido ao crescimento desses microrganismos;
- A Fase IV é identificada como a fase de fermentação, na qual os ácidos intermediários são consumidos pelas arqueias metanogênicas, sendo convertidos a metano e dióxido de carbono. Devido a essa produção de gases, a carga orgânica do lixiviado diminui proporcionalmente. Deste modo o valor do pH majora, o qual é controlado pela capacidade tampão do sistema bicarbonato. Nesta fase há um grande consumo de nutrientes, estando o potencial de oxirredução do sistema em valores baixos. Os nitratos e os sulfatos são reduzidos a amônia e sulfeto, respectivamente. Os metais são removidos do lixiviado por complexação e precipitação;
- Na Fase V, também chamada de maturação final, acontece a limitação da concentração de substrato e de nutrientes disponíveis, resultando na redução da atividade microbiológica. Ou seja, o lixiviado apresenta baixos teores de carga orgânica e, deste modo, a produção de gases também é reduzida. Por fim, o oxigênio e as espécies oxidadas podem reaparecer lentamente, aumentando o potencial redox. A degradação de matérias orgânicas

resistentes à biodegradação pode acontecer e ocasionar a formação de moléculas e ácidos húmicos.

Devido às contínuas descargas de RSU nos aterros, torna-se comum a ocorrência simultânea das fases de estabilização. Assim, a identificação do estágio de degradação é possível através do monitoramento das características do lixiviado gerado. (MORAVIA, 2007).

### **2.1.2 Lixiviado**

O lixiviado é o líquido gerado pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos e pela água proveniente da precipitação, que se infiltra e percola através do maciço, possuindo características, tais como cor escura, cheiro desagradável e elevada demanda bioquímica de oxigênio. (ABNT, 1992; LANGE; AMARAL, 2009; NATHANSON, 2010). A elevação do teor de carga orgânica é prevista para ocorrer entre 5 e 8 anos, sendo que a geração pode continuar por mais de 20 anos após a finalização da atividade. (FUNASA, 2015).

Devido à sua toxicidade, ao potencial poluidor ao meio ambiente e ao elevado risco à saúde humana, o lixiviado deve ser adequadamente tratado. (CAETANO, 2009). Suas características físicas, químicas e biológicas são relacionadas ao tipo de resíduo aterrado, ao grau de decomposição, ao clima, à estação do ano, à idade do aterro, à profundidade do resíduo aterrado, ao tipo de operação do aterro, entre outros fatores. (GROSH, 1998). Resumidamente, Andrade (2002) descreve que ele é constituído basicamente de substâncias orgânicas e inorgânicas, de compostos em solução em estado coloidal e de diversas espécies de microrganismos.

Se esse material penetrar no solo e entrar em contato com as águas subterrâneas, a qualidade ambiental e, por conseguinte, a saúde humana ficam comprometidas. Além da contaminação aquática, a carga orgânica contida nesse líquido, através da sua decomposição anaeróbia, gera o gás metano, caracterizado por ser um gás asfíxiante e explosivo que escapa facilmente através do solo (LANGE; AMARAL, 2009; NATHANSON, 2010), sendo que a autodepuração de um aquífero contaminado pode levar dezenas de anos. (FUNASA, 2015).

Durante a operação do aterro sanitário, é necessária a avaliação de sua eficiência, medida através dos monitoramentos. Entre esses, destaca-se o monitoramento das águas superficiais e subterrâneas. (IBRAHIN; IBRAHIN;

CANTUÁRIA, 2015). Embora essas sejam exigências legais para instalação e operação desses sistemas, existem diversos estudos que indicam a contaminação de áreas próximas de aterros sanitários, ou que comprovam a periculosidade de locais onde foram dispostos RSU de maneira irregular. (ABDOLLAHI *et al.*, 2019; SALEH *et al.*, 2019; NAVEEN; SUMALATHA; MALIK, 2018; PINHEIRO; MOCHEL, 2018; BRITTES, 2017; PREM SUDHA; UMA; MURALI, 2016; GOMES *et al.*, 2016; SUGIRTHARAN; RAJENDRAN, 2015; SOUZA *et al.*, 2015)

Dentre esses, pode-se citar a pesquisa realizada por Naveen, Sumalatha e Malik (2018), que identificou a poluição dos corpos de águas por materiais de RSU, em Mallipura, Índia. O trabalho apresenta elevados teores de poluentes orgânicos e de metais pesados em poços abertos e lagoas. A concentração dos contaminantes estava diretamente relacionada à proximidade com o aterro sanitário. Com base na análise físico-química, a qualidade da água foi considerada imprópria para fins de consumo. (NAVEEN; SUMALATHA; MALIK, 2018).

#### 2.1.2.1 Caracterização Físico-química

A caracterização do lixiviado é realizada convencionalmente pelos ensaios de pH, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), fósforo, cloretos, alcalinidade, série de sólidos, metais pesados e outros metais. (LANGE; AMARAL, 2009).

A importância da caracterização está relacionada ao acompanhamento e ao monitoramento do processo ou da fase de degradação do aterro sanitário. Essa caracterização também auxilia na comprovação da natureza dos resíduos e na escolha do tratamento desse efluente. Segundo a FUNASA (2015), em aterros sanitários comuns, são observadas variações da DBO<sub>5</sub> de 2.000 a 30.000 mg/L; da DQO, de 3.000 a 60.000 mg/L; da dureza total, de 100 a 10.000 mg/L; do N-NH<sub>3</sub>, de 10 a 800 mg/L. Souto e Povinelli (2007) apresentam em seu estudo as características típicas dos lixiviados nacionais. Esses dados estão compilados na Tabela 1 a seguir.

Tabela 1 – Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	5,7-8,6	7,2-8,6	78
Alcalinidade total (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	750-11.400	750-7.100	69
Dureza (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	95-3.100	95-2.100	81
Condutividade (µS/cm)	2.950-2.500	2.950-17.660	77
DBO (mg/L de O <sub>2</sub> )	<20-30.000	<20-8.600	75
DQO (mg/L de O <sub>2</sub> )	190-80.000	190-22.300	83
Óleos e graxas (mg/L)	10-480	10-170	63
Fenóis (mg/L de C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)	0,9-9,9	0,9-4,0	58
NTK (mg/L de N)	80-3.100	Não há	-
N-amoniaco (mg/L de N)	0,4-3.000	0,4-1.800	72
N-orgânico (mg/L de N)	5-1.200	400-1.200	80
N-nitrito (mg/L de N)	0-50	0-15	69
N-nitrato (mg/L de N)	0-11	0-3,5	69
P-total (mg/L)	0,1-40	0,1-15	63
Sulfeto (mg/L)	0-35	0-10	78
Sulfato (mg/L)	0-5.400	0-1.800	77
Cloreto (mg/L)	500-5.200	500-3.000	72
Sólidos totais (mg/L)	3.200-21.900	3.200-14.400	79
Sólidos totais fixos (mg/L)	630-20.000	630-5.000	60
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2.100-14.500	2.100-8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5-2.800	5-700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5-530	5-200	62

Fonte: adaptado de Souto e Povinelli (2007).

Legenda: FVMP – Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis

O monitoramento da qualidade do lixiviado gerado nos aterros sanitários também auxilia no monitoramento de locais circunvizinhos às áreas de destinação final, mais especificamente com referência à identificação ou não de passivos ambientais relacionados. Marques (2012) identificou, em áreas próximas de disposição de resíduos, corpos hídricos contaminados que apresentaram valores elevados de DBO, cor, turbidez e amônia. Também foram detectados altos teores de fósforo, ferro, alumínio, mercúrio, zinco e manganês.

### 2.1.2.2 Caracterização Microbiológica

A conversão da matéria orgânica em ambientes anaeróbios acontece por meio de um processo bioquímico complexo no qual atuam diversos microrganismos com grupos específicos para as diversas reações. (ALCÂNTARA, 2007). A heterogeneidade dos RSU resulta na diversidade microbiana, permitindo a ocorrência das mais variadas reações, de modo que o consumo de substratos e a obtenção dos produtos das degradações se tornem substratos para outras populações, gerando novos produtos. (CASTILHOS JUNIOR *et al.*, 2003).

A ação dos microrganismos está ligada diretamente à velocidade de degradação dos resíduos sólidos. As comunidades microbianas encontradas nos aterros incluem bactérias hidrolíticas, fermentativas, acidogênicas, acetogênicas e *archeas* metanogênicas, além de bactérias redutoras de sulfato e protozoários. (CASTILHOS JUNIOR *et al.*, 2003). No Quadro 2, estão apresentadas as espécies de bactérias e protozoários presentes no processo de degradação, listadas por Vazoller (2001).

Quadro 2 – Espécies de bactérias e protozoários presentes no processo de degradação

Tipos de organismos	Espécies mais representativas
Bactérias heterotróficas	<i>Pseudomonas sp</i> , <i>Zooglea ramigera</i> , <i>Achromobacte sp</i> , <i>Flavobacterium sp</i> , <i>Bdellovibrio sp</i> , <i>Mycobacterium sp</i> , <i>Alcaligenes sp</i> , <i>Arthrobacter sp</i> e <i>Citromonas sp</i>
Bactérias filamentosas	<i>Spaerotillus natans</i> , <i>Beggiatoa sp</i> , <i>Thiothrix sp</i> , <i>Leucothrix sp</i> , <i>Microthrix parvicela</i> , <i>Nocardia sp</i> , <i>Nostocaidia limícola</i> , <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> , <i>Flexibacter sp</i> e <i>Geotrichum sp</i>
Bactérias nitrificantes	<i>Nitrosomonas sp</i> e <i>Nitrobacter sp</i>
Protozoários	<i>Arcella discoides</i> , <i>Amoeba sp</i> , <i>Aspidisca costata</i> , <i>Trachelophyllum sp</i> , <i>Paramecium sp</i> , <i>Dininium sp</i> , <i>Chilodenella sp</i> , <i>Spiromonas sp</i> , <i>Bodo sp</i> , <i>Euglena sp</i> , <i>Monas sp</i> , <i>Cercobodo sp</i>
Bactérias envolvidas na hidrólise e na acidogênese	<i>Crostridium</i> , <i>Acetivibrio cellulolyticus</i> , <i>Bacteroides succinogenes</i> , <i>Butyrivibrio fibrisolvens</i> , <i>Eubacterium cellulosolvens</i> , <i>Bacillus sp</i> , <i>Selemonas sp</i> , <i>Megasphaera sp</i> , <i>Lachnospira multiparus</i> , <i>Peptococcus anaerobicus</i> , <i>Bifidobacterium sp</i> , <i>Staphylococcus sp</i>
Bactérias envolvidas na acetogênese	<i>Syntrophomonas wolinii</i> , <i>S wolfei</i> , <i>Syntrophus buswellii</i> , <i>Clostridium bryantii</i> , <i>Acetobacterium wodddii</i> , várias bactérias redutoras do íon sulfato – <i>Desulfovibrio sp</i> , <i>Desulfotomaculum sp</i>
Bactérias envolvidas na metanogênese acetoclástica	<i>Methanosercina sp</i> e <i>Methanotrix sp</i>
Bactérias envolvidas na metanogênese hidrogenotrófica	<i>Methanobacterium sp</i> , <i>Methanobrevibacter sp</i> e <i>Methanospirillum sp.</i>

Fonte: Vazoller (2001).

A identificação das bactérias em laboratório geralmente é baseada em respostas bioquímicas relacionadas ao emprego de nutrientes específicos como base para formulação de meios de cultura e de condições físicas necessárias para o crescimento de determinado micro-organismo. Contudo, utiliza-se a biologia molecular na classificação taxonômica e na identificação de bactérias. (GONÇALVES, 2003). A diversidade ou a abundância da microbiota pode ser afetada pela disposição

de nutrientes presentes no meio em que ela se encontra. (GILLER; WITTER; McGRATH, 1998).

Outro item importante a ser destacado é a patogenicidade desses organismos: eles são prejudiciais à saúde humana, constituindo-se um grave problema sanitário. (FUNASA, 2015). Tais organismos podem sobreviver por grandes períodos (FUNASA, 2015), ocasionando a contaminação de águas e solos. Em um estudo realizado em águas de uma área próxima à disposição de resíduos, todos os pontos de coleta indicaram a presença da bactéria *Escherichia coli*. (PINHEIRO; MOCHEL, 2018). Em outra área estudada, com as mesmas características, Marques (2012) identificou a presença de coliformes termotolerantes, fato que foi correlacionado à presença do lixo e/ou do aterro sanitário próximo ao local.

### **2.1.3 Áreas contaminadas por disposição inadequada de RSU**

A existência de áreas contaminadas por descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos é destaque em pesquisas acadêmicas. Como exemplo cita-se o trabalho de Abdollahi *et al.* (2019) e Saleh *et al.* (2019) no Irã. Na Ásia, as pesquisas de Prem Sudha, Uma e Murali (2016), Sugirtharan e Rajendran (2015) e Wijesekara *et al.* (2014) também abordam esse aspecto. No Brasil, cabe mencionar os trabalhos de Pinheiro e Mochel (2018), Brittes (2017) e Gomes *et al.* (2016).

Dentre esses, destaca-se o trabalho de Gomes *et al.* (2016). O estudo aborda uma área de cerca de 8ha, atualmente urbanizada no município de São Leopoldo/RS, que já foi destinada para depósito de resíduos a céu aberto. A Figura 4 apresenta uma imagem de 1990 com os resíduos dispostos a céu aberto e outra com a área atualmente urbanizada.

Figura 3 – a) Imagem aérea de 1990 da área em estudo, com indício de depósito de resíduos. b) Área atualmente, com diversas edificações



Fonte: a) Secretaria Municipal do Meio Ambiente de São Leopoldo, b) Gomes *et al.* (2016).

Nas investigações do solo local, foi possível determinar que a camada de resíduos variou de 1,10 m a 3,10 m de espessura, com camadas de cobertura variando entre 1,20 m a 1,90 m. Foi identificada a presença de bolsões de metano em elevadas concentrações, fato diretamente relacionado à degradação anaeróbia dos resíduos sólidos dispostos no local. A presença desses gases no local por todo esse tempo foi justificada pela camada de aluvião argiloso, localizado abaixo da camada de resíduos, *liner* altamente impermeável que confinou esses gases nessa área (GOMES *et al.*, 2016).

Gomes *et al* (2016) relataram elevadas concentrações dos metais pesados na água subterrânea (ferro, manganês, cromo e níquel), fato associado diretamente à disposição irregular de resíduos sólidos domésticos e industriais, prática comum na época.

Brittes (2017), estudando a mesma área, confirmou, no monitoramento de mais 12 meses, a presença dessas elevadas concentrações de metais. A autora também conclui que grande parte desses metais da água subterrânea estavam precipitando no fundo do canal de drenagem pluvial, extrapolando as preocupações não somente com a água, mas também com o lodo.

Pinheiro e Mochel (2018) realizaram, no município de Paço Lumiar, localizado no Maranhão, uma avaliação ambiental no entorno de um lixão. Em dois pontos de coleta, os parâmetros pH, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, sódio, saturação por bases (V%), capacidade de troca catiônica, soma de bases trocáveis e matéria orgânica foram superiores em comparação com demais pontos. A justificativa referenciada pelos autores indica que esses locais apresentavam resíduos em

elevada quantidade e em vários estágios de degradação. (PINHEIRO; MORCHEL, 2018).

Além disso, a análise química dos micronutrientes do solo revelou níveis altos de contaminação, evidenciando a contribuição do lixão como propagador de contaminantes ambientais. O mercúrio foi detectado em todos os pontos, inclusive no controle, acima do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009 (BRASIL, 2009). Parâmetros orgânicos, como o N-NH<sub>3</sub>, nitrito e nitrato, apresentaram valores máximos permitidos pela norma, indicando que há um lançamento de carga orgânica constante nesses ambientes. Os resultados para amônia revelaram que, no período chuvoso, o lançamento de carga orgânica foi mais intenso. Os inorgânicos, incluindo os metais pesados, o boro e o chumbo, estavam presentes em todos os pontos amostrados acima dos valores permitidos. (PINHEIRO; MORCHEL, 2018).

Já Marques (2012) realizou um estudo em corpos hídricos superficiais, localizados em três municípios de Minas Gerais. Foi verificado que esse manancial recebe a influência da área de disposição de resíduos sólidos, sendo que, no período de estiagem, foram identificadas concentrações de alguns parâmetros acima do valor máximo permitido. Conforme o autor, essas concentrações foram ainda mais elevadas em período de chuva.

Entre os parâmetros analisados, verificaram-se níveis elevados de DBO, cor, turbidez e amônia em água superficiais. Fora da área de influência dos locais de disposição analisados, foram detectados também altos níveis de fósforo, ferro, alumínio, mercúrio, zinco e manganês. Ou seja, havia indícios de contaminação não somente das áreas de destinação de RSU, mas também de outras fontes diversas. (MARQUES, 2012).

Saleh *et al.* (2019) realizaram a avaliação da água subterrânea em torno de um aterro de RSU da cidade de Qaem Shahr, Irã. Foram construídos e monitorados 11 poços ao redor do aterro. Avaliou-se a presença de nitrato, coliformes fecais, fosfato, sólido dissolvido total e oxigênio dissolvido, a taxa de absorção de sódio, a condutividade elétrica e a DBO.

Nesse último estudo, os valores de nitrato variaram de 9,5 a 59,3 mg/L. Foi verificado também que os poços localizados no lado a jusante do aterro foram contaminados com níveis mais altos de coliformes fecais, atingindo 240 MPN/100 mL.

A concentração de fosfato nas amostras de água variou de 0,17 a 0,72 mg/L; o pH ficou na faixa entre 7,2 e 7,6. A DBO variou entre 0,4 e 4,1 mg/L, podendo ser proveniente da grande carga orgânica dos resíduos descartados. A dureza variou entre 330 e 465 mg/L. O oxigênio dissolvido - OD - ficou na faixa de 23 a 31% (SALEH *et al.*, 2019), sendo indicado de 50 a 70% pela ISIRI (2010).

A condutividade elétrica variou entre 829  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e 1454  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , estando acima do valor recomendado para água potável que é de 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . A taxa de absorção de sódio ficou entre 0,428 e 1,206 mg/L. Com base nesses dados, notou-se a necessidade de maior controle sobre os lixiviados dos aterros e da implementação de sistemas de gestão, demandando a priorização do fechamento e a remediação de aterros sanitários com base na avaliação de riscos ambientais. (SALEH *et al.*, 2019).

Outro estudo também realizado no Irã foi feito por Abdollahi *et al.* (2019), na cidade de Azadshahr, localizada na província de Golestan. Nesse local há um depósito de resíduos com vida útil de seis anos, porém, devido à falta de mecanização da coleta de lixo, não há registros da quantidade de resíduo que foi disposta ali. Foram amostrados sete poços de água potável tanto a montante, quanto a jusante do aterro. Foi identificado o aumento nos parâmetros de STD, cloro, dureza, CE, temperatura e pH a jusante do aterro, quando comparado com os resultados encontrados nos poços a montante. (ABDOLLAHI *et al.*, 2019).

Esses pesquisadores obtiveram STD superior no valor de 755 mg/L e o inferior igual a 688 mg/L. O cloro apresentou concentrações de 85 mg/L e 23 mg/L. Em relação à dureza, as quantidades encontradas foram de 453 e 210 mg/L, considerando  $\text{CaCO}_3$ . Para CE, O valor mais alto é de 1694  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}$ , e o mais baixo, de 1245  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}$ . De acordo com os valores de temperatura da água, esse parâmetro variou entre 20,5°C e 18,8°C. Os valores de pH ficaram na faixa entre 7,45 e 6,89, lembrando que todos os valores maiores foram apresentados a jusante do depósito de resíduo. (ABDOLLAHI *et al.*, 2019).

Nesse trabalho, Abdollahi *et al.* (2019) realizaram o teste de correlação de Spearman dos parâmetros físico-químicos das águas dos poços ao redor do aterro, onde observaram a existência de relação positiva significativa entre os parâmetros de EC-STD. Também foi realizada a investigação do efeito da distância dos poços em relação ao local de disposição de resíduos sobre parâmetros de qualidade da água dos poços a jusante. Com isso, eles observaram uma significativa relação entre os

parâmetros de qualidade da água (como TDS, dureza, CE e TOC) dos poços mais baixos e a distância do aterro em poços a jusante. (ABDOLLAHI *et al.*, 2019).

O estudo de Prem Sudha, Uma e Murali (2016) examinou, durante dois anos, a adequação das águas subterrâneas ao redor do depósito municipal de resíduos sólidos de Vellalore, distrito localizado na Índia. As concentrações de pH variaram de 6,2 a 7,9, o que indica a natureza alcalina das águas subterrâneas. A concentração total de dureza das amostras de águas subterrâneas oscilou entre 150 e 1200 mg/L. O total de sólidos dissolvidos das amostras de águas subterrâneas variou de 990 a 4500 mg/L. (PREM SUDHA; UMA; MURALI, 2016).

O conteúdo de sódio na área de estudo durante o primeiro ano variou de 170 a 215 mg/L e, no ano seguinte, a presença de sódio foi de 160 a 208 mg/L. A maioria das amostras apresentaram valores acima do limite máximo permitido de sódio (200 mg/L). Os íons cálcio apresentaram concentração entre 24 e 178 mg/L; o magnésio nas amostras variou de 18 a 78,6 mg/L. A concentração dos íons cloreto nas águas subterrâneas oscilou entre 210 e 890 mg/L, sendo esse um indicador de insumos de esgoto e estrume que tem sido amplamente utilizado para identificar fontes de contaminação por atividades antropogênicas. (PREM SUDHA; UMA; MURALI, 2016).

A concentração de sulfatos nas águas subterrâneas ficou entre 35 e 750 mg/L. Os nitratos nas amostras variaram de 11 a 20 mg/L, e o flúor ficou entre 0,4 e 0,87 mg/L. Por fim, os autores concluem, sobre as características físico-químicas das águas subterrâneas em torno do depósito de lixo de Vellalore, que a maioria dos parâmetros, como sólidos totais dissolvidos, cálcio, magnésio, dureza total e cloretos, foi superior aos limites estabelecidos pela legislação local. Apenas os parâmetros de potássio e flúor apresentaram valores dentro do padrão permitido. (PREM SUDHA; UMA; MURALI, 2016).

O estudo de Sugirtharan e Rajendran (2015) avaliou o impacto, no aterro existente na área, da qualidade da água subterrânea em Thirupperunthurai, Batticaloa, Sri Lanka. Os autores verificaram que a DBO, em todos os pontos, variou entre 1,46 e 7,35 mg/L, sendo que os valores mais altos ocorreram durante o período das monções. Os resultados mostram que o pH da água variou de 6,8 a 8,9, permanecendo dentro dos padrões estabelecidos pela OMS para abastecimento humano (entre 7,0 e 8,5) (SUGIRTHARAN; RAJENDRAN, 2015).

A condutividade elétrica encontrada na água dos poços avaliados estava na faixa de 163 a 1.744  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Conforme os autores, o nível desejável é de 750  $\mu\text{S}/\text{cm}$

em 25° C, deste modo, os resultados encontrados indicam alta concentração de ânions e cátions. As amostras mais próximas do local de descarte apresentaram alta concentração de CE, excedendo o nível desejável, sendo um indicativo do efeito do local de descarte na qualidade das águas subterrâneas. Da mesma forma, o parâmetro Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) foi elevado, variando na faixa entre 81 e 872 mg/L. Os valores de SDT mais elevados foram registrados nos pontos localizados mais próximos do local de despejo e excederam o limite máximo permitido de 250mg/L para água potável, recomendado pela OMS (SUGIRTHARAN; RAJENDRAN, 2015).

A pesquisa também apresentou concentrações de fosfatos e nitrato variando entre 0,24 e 1,63 mg/L e entre 48 e 171 mg/L, respectivamente. A maior concentração de fosfato, encontrada em torno da área de disposição, foi de 1,63 mg/L, bem acima do limite admissível de 0,5 mg/L. Os resultados também mostram que a concentração de nitrato de todas as amostras analisadas excedeu o limite máximo admissível de 45mg/L na área de estudo. As fontes comuns de nitrato em amostras de água na área de estudo podem ser provenientes do lixiviado do aterro aberto, de campos agrícolas locais ou do esgoto doméstico. (SUGIRTHARAN; RAJENDRAN, 2015).

Nesse estudo, a DBO em todos os poços variou de 1,46 a 7,35 mg/L, sendo os maiores valores registrados durante o período das monções. O nível de DQO nas amostras de águas subterrâneas variou entre 11 e 71 mg/L e excedeu o nível máximo admissível de 10 mg/L. A alta concentração DQO foi encontrada nos locais mais próximos ao despejo. (SUGIRTHARAN; RAJENDRAN, 2015).

Finalmente, em relação aos metais pesados, os níveis de cobre (Cu) e chumbo (Pb) variaram de 0,02 a 0,16 mg/L e de 0,03 a 0,14 mg/L, respectivamente. Ou seja, acima dos limites permitidos em água potável, conforme legislações vigentes no país (máximo 0,05 mg/L, em ambos os casos). Os autores concluíram que a disposição de resíduos sólidos municipais em Thirupperunthurai afetou as águas subterrâneas, principalmente nos meses de janeiro e fevereiro. A água dos poços se mostrou inadequada para o consumo humano e para o uso doméstico (SUGIRTHARAN; RAJENDRAN, 2015).

No Sri Lanka, a prática predominante de disposição de resíduos sólidos são os lixões a céu aberto, conforme descreve Basnayake *et al.* (2008). Nesse local, Wijesekara *et al.* (2014) avaliaram uma área de lixão em Gohagoda. Foram coletadas amostras mensalmente durante as estações de seca e as de chuva sendo analisados diversos parâmetros ambientais.

A pesquisa mostrou que o lixiviado do aterro era drenado diretamente para o rio por meio de um canal. E, neste canal, foram definidos e monitorados quatro pontos de amostragem. O lixiviado coletado mais próximo ao aterro apresentou valores mais elevados para os parâmetros, como a DBO, que apresentou resultado de 3.590 mg/L. Nos demais pontos, a DBO registrada ficou abaixo de 2.190 mg/L. O mesmo comportamento notou-se para a DQO, com concentrações de 50.000 a 67.900 mg/L no ponto mais próximo ao aterro e, nos demais pontos, as concentrações de DQO estavam abaixo 7.000 mg/L. O nitrato variou entre 30 e 780 mg/L nos quatro pontos de amostragem. Já o fosfato teve a sua concentração aumentada durante o período de chuva.

Em relação à análise estatística realizada por Wijesekara *et al.* (2014), para a maioria dos parâmetros encontrou-se uma correlação estatisticamente significativa. Como exemplo, pode-se citar o pH, o qual teve uma forte correlação negativa com Mn e Cr. Por outro lado, o SDT apresentou uma correlação positiva significativa com DQO, nitrato e metais pesados (Pb, Ni e Cr), indicando alta mobilidade e biodisponibilidade desses poluentes. Esses fatos demonstram o risco de poluição do solo e dos ambientes aquáticos por meio do lixiviado do aterro (WIJESEKARA *et al.*, 2014).

Longe e Balogun (2010) realizaram um estudo sobre a avaliação da qualidade da água subterrânea perto de um aterro municipal de Lagos, Nigéria. O lixiviado apresentou um valor de pH de 6,84, enquanto os valores de pH das amostras de águas subterrâneas variaram entre 5,30 e 7,07. Os resultados indicam fermentação anaeróbica metanogênica no lixiviado.

Nessa pesquisa, os níveis de fosfato encontrados estavam na faixa de 7,07 a 10 mg/L, excedendo o nível de tolerância estipulado pela OMS, que é de 5,0 mg/L para água potável. Embora o fosfato não tenha sido detectado na amostra de lixiviado, a presença dessa substância nas águas subterrâneas pode estar ligada à operação do aterro. A concentração de  $\text{NO}_3$  no lixiviado foi de 62,8 mg/L, enquanto nas amostras de águas subterrâneas seus níveis variaram entre 20,4 e 60,5 mg/L. Todos os valores obtidos estão acima do nível de tolerância estipulado pela OMS, que é de 10 mg/L para água potável. Os autores concluem que problemas associados a altas concentrações de nitrato nas águas subterrâneas tornaram-se cada vez mais recorrentes, podendo ser provenientes de águas residuais municipais e industriais, incluindo lixiviados de locais de eliminação de resíduos e de aterros sanitários. (LONGE; BALOGUN, 2010).

Por fim, ainda foi avaliada a presença de metais pesados no lixiviado do aterro e nas águas subterrâneas. Os níveis de ferro variaram de 0,02 a 0,15mg/L nos poços amostrados. Para o manganês, os valores variaram de 0,06 a 0,16 mg/L; e o ferro apresentou valores de 0,20, 0,43 e 0,71 mg/L; desta maneira esses dois metais excederam os valores permitidos pela OMS, de 0,05mg /L em ambos os casos. Portanto, os resultados obtidos nesse estudo revelam que a qualidade do recurso de água subterrânea subjacente ao aterro apresentou impacto moderado. Os resultados da análise dos parâmetros de nitrato, fosfato e cromo estão acima dos níveis mais altos permitidos pelas normas nigerianas para água potável (WHO, 2011). Essa observação revela que o acúmulo de lixiviado na base do aterro sanitário pode causar a percolação para as águas subterrâneas. Portanto, a atualização do aterro é altamente recomendada, a fim de garantir a integridade da qualidade da água subterrânea nas proximidades. (LONGE; BALOGUN, 2010).

Avaliando essas áreas de disposição irregulares, as pesquisas relatam a existência de edificações construídas próximas a esses locais. No Brasil, é o caso, por exemplo, das pesquisas de Gomes *et al.* (2016) e de Brittes (2017), em que no local existem diversas residências, estabelecimentos comerciais e industriais.

Nesse cenário, contrastando com essa realidade social, na área da construção civil há uma preocupação em atingir a vida útil preconizada no projeto das edificações. Estruturas de concreto armado construídas em meio a ambientes agressivos, como é o caso de áreas com elevadas concentrações de compostos físicos, químicos e biológicos oriundos de lixiviados, devem ser avaliadas quanto à sua durabilidade. A hipótese é que o lixiviado possa acarretar uma alteração da composição química, da morfologia e da estrutura cristalina das estruturas de concreto armado, podendo ocasionar perda de resistência ou alterações no interior do concreto, gerando a corrosão da armadura.

## 2.2 CONCRETO

O concreto é o segundo material mais usado no mundo, ficando atrás apenas da água (TEH *et al.*, 2017). Seu consumo cresceu muito nos últimos 50 anos, estimando-se o consumo anual atual de aproximadamente 23 bilhões de toneladas. Esse fato ocorreu devido a suas três principais características: excelente resistência à água, apresentando estanqueidade; facilidade de moldagem de acordo com as

formas e tamanhos dos elementos estruturais; e baixo custo, se comparado, por exemplo, à confecção de estruturas metálicas. Ainda comparando seu uso com o do aço, é possível citar como vantagens do concreto a sua manutenibilidade, a resistência ao fogo e a resistência ao carregamento cíclico (MEHTA; MONTEIRO, 2014).

### 2.2.1 Durabilidade

A durabilidade é uma das principais características do concreto, sendo essencial que ele seja capaz de suportar as condições para as quais foi projetado durante a vida da estrutura. A falta de durabilidade pode ser causada por agentes externos advindos do meio ou por agentes internos ao concreto. (NEVILLE; BROOKS, 2013).

A NBR 15575-1 (ABNT, 2013) define durabilidade como a “capacidade da edificação ou de seus sistemas de desempenhar suas funções, ao longo do tempo e sob condições de uso e manutenção especificadas”. A durabilidade está diretamente ligada ao desempenho dos materiais sob determinadas condições ambientais, não sendo propriedade específica desses elementos. (POSSAN; DEMOLINER, 2013).

Os materiais constituintes dos sistemas construtivos das edificações estão suscetíveis às condições de exposição, sendo elas os fenômenos naturais, como o clima da região onde se localiza a edificação, e os fatores provenientes da sua utilização, como ação do fogo e de cargas permanentes. O equilíbrio entre as propriedades do produto aplicado e as condições de exposição é chamado *desempenho*. (SOUZA, 2015).

A NBR 15575-1 (ABNT, 2013) define *desempenho* como “comportamento em uso de uma edificação e de seus sistemas”, e Possan e Demoliner (2013) relacionam a vida útil diretamente com o ambiente em que ela se encontra e a frequência com que as manutenções são realizadas, estando elas compreendidas entre o início do uso e da operação da edificação e o momento em que suas funções deixam de atender às exigências do usuário.

Desempenho e vida útil são conceitos ligados diretamente com durabilidade das edificações ou dos sistemas construtivos. A avaliação de desempenho do edifício e de suas partes e a modernização das normativas e certificações são extremamente

valiosas para impulsionar soluções, produtos e sistemas construtivos inovadores. (SOUZA, 2015).

Os efeitos que afetam o concreto podem ser físicos, mecânicos e químicos (NEVILLE; BROOKS, 2013). Os efeitos físicos que influenciam negativamente a durabilidade do concreto incluem desgaste de superfície, fissuração devido à cristalização de sais nos poros, e exposição a temperaturas extremas, como durante a ação do congelamento ou do fogo. Os efeitos químicos deletérios incluem a lixiviação da pasta de cimento por soluções ácidas e reações expansivas envolvendo ataques por sulfato, reação álcali-agregado e corrosão das armaduras de concreto. Outro ambiente importante é o marinho, pois ele é a causa de numerosas deteriorações químicas e físicas que ocorrem simultaneamente quando as estruturas de concreto armado são expostas à água do mar. (MEHTA; MONTEIRO, 2014).

Conforme a NBR 12655 (ABNT, 2015), as estruturas de concreto devem ser projetadas e construídas de modo que, sob as condições ambientais e a utilização previstas na época do projeto, de acordo com o que estabelece a NBR 6118 - *Projeto de estruturas de concreto — Procedimento* (ABNT, 2014), apresentem segurança, estabilidade e aptidão em serviço durante o período correspondente à sua vida útil de projeto. De acordo com a NBR 6118 (ABNT, 2014), a agressividade ambiental é classificada de acordo com o apresentado no Quadro 3 nos projetos das estruturas correspondentes.

Quadro 3 – Classes de agressividade ambiental

Classe de agressividade ambiental	Agressividade	Classificação geral do ambiente - efeito de projeto	Risco de deterioração
I	Fraca	Rural	Insignificante
		Submersa	
II	Moderada	Urbana <sup>a,b</sup>	Pequeno
III	Forte	Marinha <sup>a</sup>	Grande
		Industrial <sup>a,b</sup>	
IV	Muito Forte	Industrial <sup>a,c</sup>	Elevado
		Respingo de maré	
<p>a pode-se admitir um microclima com uma classe de agressividade mais branda para ambientes internos secos;</p> <p>b pode-se admitir uma classe de agressividade mais branda em obras em regiões de clima seco, com umidade relativa do ar menor que 65%, ou em partes da estrutura protegidas de chuva em ambientes predominantemente secos ou em regiões em que chove raramente.</p> <p>c ambientes quimicamente agressivos, tanques industriais, galvanoplastia, branqueamento em indústrias de celulose e papel, armazéns de fertilizantes e indústrias químicas.</p>			

Fonte: adaptado de NBR 12655 (ABNT,2015).

Atendidos os critérios de projeto estabelecidos na NBR 6118 (ABNT, 2014), a durabilidade é altamente dependente das propriedades do concreto. Ensaio que comprovam o desempenho da durabilidade da estrutura frente ao tipo e ao nível de agressividade previsto em projeto devem ser realizados para dar as diretrizes para a elaboração do projeto. Na falta desses ensaios, devido à correspondência entre a relação água/cimento, à resistência à compressão do concreto e à durabilidade, constam, nas normas brasileiras, os requisitos mínimos que devem ser seguidos, os quais se encontram apresentados no Quadro 4. Neste quadro, apresenta-se o consumo mínimo de cimento por metro cúbico; esses valores são válidos para concretos preparados com cimento Portland que atendam às suas respectivas normas. (ABNT, 2015).

Quadro 4 – Correspondência entre classe de agressividade e qualidade do concreto

Concreto	Tipo	Classe de agressividade			
		I	II	III	IV
Relação água/cimento em massa	CA	≤ 0,65	≤ 0,60	≤ 0,55	≤ 0,45
	CP	≤ 0,60	≤ 0,55	≤ 0,50	≤ 0,45
Classe de concreto NBR 8953 (ABNT, 2015)	CA	≤ C20	≤ C20	≤ C30	≤ C40
	CP	≤ C25	≤ C25	≤ C35	≤ C40
Consumo de cimento (kg/m <sup>3</sup> )	CA e CP	≤ 260	≤ 280	≤ 320	≤ 360
CA: Componentes e elementos estruturais de concreto armado. CP: Componentes e elementos estruturais de concreto protendido.					

Fonte: adaptado de NBR 12655 (ABNT, 2015).

Na NBR 12655 (ABNT, 2015), constam requisitos, como máxima relação água/cimento e mínima resistência característica, para condições especiais de exposição. Dentre elas, podem-se citar condições em que seja necessária uma estrutura que apresente baixa permeabilidade e que esteja exposta a processos de congelamento e descongelamento ou que se encontre sob ação de agentes químicos ou cloretos provenientes de condições de degelo. Nessa norma também estão listadas as concentrações de contaminantes possivelmente encontrados, indicando os requisitos mínimos para os concretos que estejam inseridos nessas condições de serviço. (ABNT, 2015).

Concretos sujeitos a meios agressivos geralmente são aqueles que são enterrados ou que estão em contato com o solo. Frequentemente, as estruturas de concreto possuem desempenho satisfatório quando expostas a diversos tipos de

condições ambientais, incluindo o contato com água e com solos que contêm agentes agressivos. Porém, algumas condições de exposição podem afetar a vida útil de uma estrutura, caso não sejam tomadas medidas adequadas para prevenir ou reduzir o risco potencial de deterioração. (ABNT, 2015).

Para serem nocivos ao concreto e produzirem um ataque significativo, os agentes químicos agressivos devem estar em uma determinada proporção, diluídos em soluções aquosas, uma vez que normalmente o concreto não é atacado por materiais sólidos. Sendo assim, as estruturas de concreto expostas a águas puras, ácidas, magnesianas, amoniacais ou contaminadas com sulfato também podem sofrer danos, dependendo das concentrações dos agentes dissolvidos na água. (ABNT, 2015).

Quando pura, a água é agressiva, por atuar como dissolvente dos compostos hidratados do cimento e, quando contém determinados íons, eles reagem com os mesmos compostos hidratados do cimento, alterando uma estrutura estável, responsável principalmente pela resistência mecânica do concreto. O concreto, quando em contato com essas águas, deve apresentar determinadas propriedades, entre elas as decorrentes da relação água/cimento e da resistência característica à compressão ( $f_{ck}$ ), em função da condição de agressividade do meio, com vistas a aumentar a sua durabilidade e a sua vida útil. (ABNT, 2015).

O Quadro 5, resultante de uma reunião de dados apresentados pela NBR 12655 (ABNT, 2015), mostra algumas propriedades recomendadas para concretos em função dos níveis de agressividade ambiental, como medidas preventivas para evitar a deterioração precoce das estruturas.

Quadro 5 – Recomendações para concreto exposto a soluções aquosas agressivas.

Condições de exposição pela agressividade	Fraca	Moderada	Severa
CO <sub>2</sub> agressivo (mg/L) - UNE 13577 (2008)	<30	30 a 45	>45
Íon amônia (mg/L) - UNE 83954 (2008)	<100	100 a 150	>150
Íon magnésio (mg/L) - UNE 83955 (2008)	<100	100 a 200	>200
Máxima relação água/cimento	Quadro 4	0,50	0,45
Mínimo $f_{ck}$ (MPa)	Quadro 4	35	40
pH - UNE 83952 (2008)	6 a 7	6 a 5,5	<5,5
Resíduo sólido (mg/L) - UNE 83957 (2008)	>150	50 a 150	<50
Sulfato solúvel em água (SO <sub>4</sub> ) (ppm)*	0 a 150	150 a 1500	>1500
Sulfato solúvel em água (SO <sub>4</sub> ) (% em massa)*	0,00 a 0,10	0,10 a 0,20	>0,20
*Para condições severas de agressividade, devem ser obrigatoriamente usados cimentos resistentes a sulfatos.			

Fonte: adaptado de NBR 12655 (ABNT, 2015).

## 2.2.2 Cimento

O concreto é qualquer produto obtido a partir de um meio cimentante, sendo geralmente produzido com cimento hidráulico e água. Dentre algumas possibilidades de composição, pode-se dizer que o concreto possui duas fases, uma sendo a pasta de cimento hidratada e outra sendo os agregados. Sendo assim, suas propriedades são regidas pelas características de cada fase e também pelas interfaces entre elas. (NEVILLE; BROOKS, 2013).

O cimento Portland é obtido por meio dos processos de calcinação e de sinterização, em temperatura de aproximadamente  $1.450^{\circ}\text{C}$ , de uma mistura de calcário (75% a 80%) e argila (20% a 25%). Após esses processos, adiciona-se ao clínquer uma pequena quantidade de sulfato de cálcio ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ); na sequência, faz-se a moagem e, por fim, são colocadas as adições que originarão os cimentos Portland comerciais. (TAYLOR, 1997; BATTAGIN, 2011).

A maior parte do cimento é constituído por cal ( $\text{CaO}$ ), sílica ( $\text{SiO}_2$ ), alumina ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) e óxido de ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), mas também apresenta em sua composição pequenos percentuais de óxido de magnésio, dióxido de titânio, óxido de manganês, óxido de potássio e óxido de sódio. Eles formam uma mistura composta por quatro fases: silicato tricálcico ( $3\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$ ), silicato dicálcico ( $2\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$ ), aluminato tricálcico ( $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$ ), e ferroaluminato tetracálcico ( $4\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3$ ). (TAYLOR, 1997; NEVILLE; BROOKS, 2013; MEHTA; MONTEIRO, 2014).

O silicato tricálcico impuro, também chamado de alita, representa entre 50% e 70% da composição, caracterizando-se como a principal fase de cimento Portland. Esse composto reage rapidamente com a água, sendo o maior responsável pelo endurecimento e pela resistência mecânica dos cimentos nas idades iniciais, até 28 dias. O silicato dicálcico, o qual também pode ser chamado de belita quando impuro, representa de 15% a 30% da composição do cimento Portland. A belita reage mais lentamente com a água, sendo responsável pelo ganho de resistência em idades mais avançadas. (TAYLOR, 1997; MEHTA; MONTEIRO, 2014).

Segundo Taylor (1997), o hidróxido de cálcio liberado na hidratação desse constituinte confere aos concretos um alto grau de alcalinidade, com pH de 12 a 13. O aluminato tricálcico representa de 5% a 10% do cimento Portland. Esse composto reage rapidamente com a água, por isso a sua pega é controlada pela gispita. O ferroaluminato tetracálcico está presente na faixa de 5% a 15% no cimento Portland.

A sua intensidade de reação é menor do que a do aluminato, porém a sua presença pode aumentar a velocidade de hidratação dos silicatos. (TAYLOR, 1997; NEVILLE; BROOKS, 2013).

O ferro aluminato tetracálcico ( $C_4AF$ ) apresenta uma lenta velocidade de hidratação, porém possui elevada resistência ao ataque de sulfatos (BATTAGIN, 2011) e influência na pega do cimento. Esses elementos, por sua vez, só reagem e hidratam na presença de água. Após ocorrerem as reações químicas, são formadas quatro fases sólidas principais: silicato de cálcio hidratado (C-S-H), hidróxido de cálcio (CH), sulfoaluminatos de cálcio e grãos de clínquer ainda não hidratados. Como já mencionado, a água é o principal elemento necessário para a formação dessas fases; no seu contato com o  $C_3S$  e o  $C_2S$ , por exemplo, ocorre a precipitação do silicato de cálcio hidratado (C-S-H) e do hidróxido de cálcio (CH), principais responsáveis pela resistência mecânica das matrizes cimentícias. Segundo Neville (2006), ambos os silicatos necessitam aproximadamente da mesma quantidade de água para a sua hidratação, porém o  $C_3S$  produz mais do que o dobro de CH do que a fase formada pela hidratação do  $C_2S$ . Essas reações são apresentadas por Neville (2006), conforme as equações 1 e 2.



Por causa das diversas formas de apresentação da estrutura do  $C_3S_2H_3$ , fornecidas pelos pesquisadores, ela recebeu a abreviação de C-S-H, não tendo definida uma estequiometria. A formação dessa fase se dá em duas etapas: 1) a formação inicial do silicato intermediário, menos solúvel que o  $C_3S$ , com relação C/S igual a 2,5; 2) a estabilidade do C-S-H menos solúvel, com relação C/S mais baixa. (CINCOTTO, 2011).

A fase hidróxido de cálcio (CH) representa de 20 a 25% do volume de sólidos da pasta hidratada. Diferente da fase do C-S-H, essa é uma fase bem definida, com a formação de grandes cristais de forma prismática hexagonal. Mehta e Monteiro (2014) e Paulon e Kirchheim (2011) atribuem limite à resistência dessa fase em função da baixa área superficial, o que acaba contribuindo pouco para a resistência do concreto. As fases de sulfoaluminatos de cálcio e os grãos de clínquer não hidratados são considerados fases secundárias. O sulfoaluminato de cálcio representa apenas de 15

a 20% do volume de sólidos e forma cristais de etringita nas fases iniciais de hidratação. Sua presença em concretos é responsável pela vulnerabilidade ao ataque por sulfatos (PAULON; KIRCHHEIM, 2011).

## **2.2.3 Caracterização do concreto**

### **2.2.3.1 Caracterização Mecânica**

Segundo Mehta e Monteiro (2014), a resistência do concreto é a propriedade mais valorizada; ela é ligada à tensão necessária para causar a ruptura, sendo a máxima tensão que a amostra suporta. Em materiais sólidos, existe uma relação inversa fundamental entre porosidade e resistência. Em materiais como pasta de cimento endurecida ou argamassas, a resistência pode ser relacionada à porosidade, mas para os concretos a situação não é tão simples.

A resistência é muito influenciada pela relação água/cimento, mas também tem ligação com o adensamento e as condições de cura, a mineralogia e a dimensão dos agregados, os tipos de aditivos, as adições, as condições de umidade, a geometria do CP, o tipo de tensão e a velocidade de carregamento do ensaio. Especificamente nos concretos, existe a interferência dos agregados graúdos, que formam, na zona de transição, microfissuras que alteram a resistência. Deste modo, a matriz do concreto se torna um material complexo demais para previsão de resistência por relações exatas de resistência-porosidade. (MEHTA; MONTEIRO, 2014)

Sendo assim, o ensaio de resistência mecânica à compressão é um importante parâmetro para a caracterização dos concretos, devido à necessidade da sua utilização nos cálculos estruturais e na verificação no controle tecnológico do concreto. No Brasil, esse ensaio é normatizado pela ABNT NBR 5739:2018 – *Concreto – Ensaio de compressão de corpos de prova cilíndricos* (ABNT, 2018).

### **2.2.3.2 Caracterização Física**

#### **a) Índice de Vazios, Massa Específica e Absorção de Água**

A determinação da absorção por capilaridade é uma avaliação da qualidade do concreto, estando ligada à durabilidade frente a ambientes agressivos. Menores valores de absorção indicam que compostos agressivos terão dificuldade de se

entranhar no concreto. Um método para diminuir a absorção é reduzir a relação água/cimento da mistura. (MEHTA; MONTEIRO, 2014).

A absorção por meio dos poros capilares exerce influência na permeabilidade, mostrando que a permeabilidade não é uma simples função da porosidade. Deste modo, é possível que dois corpos porosos apresentem porosidades semelhantes, mas permeabilidades diferentes. A existência de grandes aberturas conectando os poros capilares resultará uma grande capilaridade, enquanto a porosidade continuará a ser praticamente a mesma. (NEVILLE; BROOKS, 2013).

O ataque de agentes agressivos deve ocorrer no interior do concreto, sendo necessária sua penetração, por isso a permeabilidade é fundamental. O ataque é favorecido pelo transporte interno dos agentes agressivos por difusão devido aos gradientes internos de umidade e de temperatura e pela osmose. (NEVILLE; BROOKS, 2013).

A obtenção dos dados de índice de vazios, massa específica e absorção de água podem ser utilizados como um método comparativo de diferentes traços, ou ainda, como uma avaliação superficial da resposta dos compostos à penetração de agentes agressivos e, conseqüentemente, da durabilidade do material. (PACHECO, 2016).

Os ensaios de absorção de água, de índice de vazios e de massa específica são regulamentados pela ABNT NBR 9778:2005 – *Argamassas e concretos endurecidos – Determinação da absorção de água, índice de vazios e massa específica, versão corrigida 2009* (ABNT, 2009c). Nela consta o procedimento para obter a absorção, o índice de vazios, a massa específica da amostra seca, a massa específica da amostra saturada e a massa específica real.

O ensaio de absorção pode ser complementado pelo ensaio de capilaridade, que mensura a capacidade de a amostra absorver água através dos poros capilares, com o ensaio preconizado pela RILEM TC 116 PCD (RILEM, 1999). A realização desse ensaio permite a verificação dos pontos de absorção e de saturação em uma amostra submetida ao contato direto com água em uma de suas extremidades, estando as demais protegidas. (PACHECO, 2016).

#### b) Ensaio de Resistividade Elétrica

O fluxo de corrente elétrica no concreto é um processo eletrolítico, em que o aumento da atividade iônica resulta na redução da resistividade do concreto. Ou seja,

havendo uma alta relação água/cimento, um alto grau de saturação do concreto e uma alta concentração de sais dissolvidos na solução de poro, tem-se em um concreto com baixa resistividade. (MEHTA; MONTEIRO, 2014)

O ensaio de resistividade elétrica realizado em concreto pode ser feito pelo método superficial ou pelo volumétrico. O método superficial dos quatro pontos, princípio de Wenner, pode ser realizado com o uso de equipamento. Neste caso, o equipamento é colocado em contato com a superfície do concreto e é aplicada uma corrente alternada que percorre os eletrodos, gerando linhas de fluxo de corrente elétrica (JORDANI *et al.*, 2015). Através dessa corrente, é possível determinar o diferencial de potencial do sistema, relacionando-o com a resistividade elétrica da amostra.

#### c) Ensaio de Microscopia Digital

A microscopia digital tem a capacidade de obter uma série de imagens em diferentes configurações de foco, processando e reconstituindo uma profundidade final de campo ou uma imagem 3D final. As objetivas telecêntricas garantem que essas imagens estejam livres de distorção na terceira dimensão, fornecendo uma visão clara para inspeção e documentação da superfície 3D ou de perfis de superfície. Esse equipamento possui anel LED segmentado e iluminação coaxial para todas as objetivas, resultando na remoção do brilho das imagens, impedindo que elas apresentem reflexões. (ZEISS, 2019).

A aquisição repetida de imagens 3D, com a colocação exata de medições em um perfil de superfície, requer objetivas telecêntricas. Isso significa que as imagens foram dimensionadas corretamente na direção Z devido aos caminhos paralelos e verticais do feixe produzidos por uma objetiva telecêntrica, significando que as imagens 3D estarão livres de distorções na terceira dimensão e que as excursões foram minimizadas através das configurações do foco. (ZEISS, 2019).

### 2.2.3.3 Caracterização Química, Estrutural e Morfológica

#### a) Fluorescência de Raios x (FRX)

As medições são realizadas a partir da excitação de raios x fluorescentes na amostra em análise, que têm seu espectro alterado a partir de sua reflexão na amostra. Os raios X são, então, captados por elementos ópticos de leitura desse tipo

de radiação e posteriormente corrigidos e analisados pelo sistema do equipamento, o qual determina a quantidade de cada elemento presente a partir das características das ondas refletidas. (MELO JÚNIOR, 2007).

Essa técnica proporciona que as amostras possam ser inseridas no equipamento em seu estado sólido ou líquido, possibilitando medições rápidas, não destrutivas, análises com alta precisão e baixa necessidade de preparo das amostras. Para uma boa leitura, as amostras devem apresentar uma distribuição homogênea de todos os elementos presentes e possuir uma superfície regular. (MELO JÚNIOR, 2007).

b) Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

Esta técnica opera por meio da incidência de um feixe de elétrons na amostra, que será analisada por meio de detectores de elétrons secundários e retroespalhados, além de um sistema de microanálise semiquantitativa por EDS. Eles transformam os impulsos provenientes das reflexões do feixe de elétrons na amostra, sendo que os resultados dessa coleta de dados são relacionados a imagens de alta qualidade. (DEDAVID; GOMES; MACHADO, 2007).

O equipamento proporciona alta capacidade de resolução, de 3 a 10 nm, e de ampliação, na faixa de 30 a 300.000 vezes. A imagem gerada pela detecção de elétrons secundários proporciona uma noção de profundidade da superfície da amostra, gerando detalhes sobre seu relevo. E as imagens formadas pelos elétrons retroespalhados proporcionam a visualização de detalhes referentes à composição dos elementos presentes na amostra, além de texturas das suas fases, sendo normalmente utilizado para análise de minerais, rochas e materiais resistentes. A preparação da amostra é crucial para a qualidade das imagens e para a análise da composição química da amostra, devendo ser realizada de modo a não alterar as características originais da amostra nem danificar o equipamento. (DEDAVID; GOMES; MACHADO, 2007).

As amostras devem ter dimensão tal que possibilitem sua colagem com fita adesiva condutiva no suporte (stub de alumínio) e na câmara de ensaio. Além disso, elas devem estar livres de umidade, não possuir elementos que estejam soltos ou possam se soltar, estar isentas de substâncias oleosas e ser eletricamente condutivas. (DEDAVID; GOMES; MACHADO, 2007).

Os processos para preparação de amostras que não suprem naturalmente essas requisições são: polimento (quando de interesse); secagem (em estufa por meio de temperatura controlada, cuidando a temperatura máxima para não alterar a amostra, ou por desidratação por meio de troca de solventes, ou ainda por ponto crítico de CO<sub>2</sub>); lavagem da superfície por meio da aplicação de solvente e equipamento ultrassom, sucedida de secagem em estufa e limpeza com jato de ar seco; fragmentação (caso seja possível), impregnando as amostras com resina ou pulverizando-as e dispersando-as em líquido; deposição de camada de ouro, carbono ou outro metal, de poucos nanômetros de espessura de forma a metalizar sua superfície e a tornar condutora. (DEDAVID; GOMES; MACHADO, 2007).

### 2.3 AMBIENTES AGRESSIVOS

Atualmente, diversas pesquisas estão sendo elaboradas com o objetivo de identificar o comportamento do concreto frente aos ambientes agressivos, como locais que contenham aerossol de cloreto (LIU *et al.*, 2017), carbonatação (ELMOATY, 2018), carbonatação e aerossol de cloretos combinados (LIU *et al.*, 2017), contaminações por gases (AĆIMOVIĆ *et al.*, 2017; VAN PRAAGH; MODIN, 2016), ação de gelo-degelo (XIAO *et al.*, 2019) e efluentes (JIANG *et al.*, 2016; DRUGA *et al.*, 2018; AIKEN *et al.*, 2017; MANZUR *et al.*, 2016).

Com relação aos efluentes, citados nessas últimas pesquisas, eles possuem diferentes composições químicas e microbiota, originados de diversas fontes, como esgotos presentes nas tubulações ou que estão em fase de tratamento, efluentes de silagem ou provenientes de curtumes. Devido ao fato de alguns possuírem alto teor de matéria orgânica, tornam-se locais propícios para a proliferação de fungos e bactérias, podendo ocorrer a biodeterioração dos materiais, sendo esta a mudança indesejada causada por organismos vivos (DI GIUSEPPE, 2013). Outro tipo de deterioração que pode ocorrer é em função do ataque químico na estrutura cristalina do concreto (GUTBERLET; HILBIG; BEDDOE, 2015), fato que pode contribuir para a perda de resistência e/ou diminuição do pH interno, ocasionando a alteração química da película passivadora do aço (CASCUDO; CARASEK, 2011), que causa a corrosão das barras de aço presentes no concreto armado.

### 2.3.1 Biodegradação

A biodegradação, definida como danos devido à ação de organismos vivos, pode ser responsável por danos físicos ou mecânicos, bioquímicos, ou apenas estéticos, sendo comum a atuação conjunta desses danos. (DI GIUSEPPE, 2013). A colonização de superfícies de prédios por microrganismos, como bactérias, algas, fungos e outros micro-organismos, acarreta danos estéticos e estruturais, podendo levar inclusive a danos à saúde. A deterioração das superfícies está ligada ao crescimento de micro-organismos que, metabolicamente ativos, produzem ácidos tanto orgânicos quanto inorgânicos que afetam o material. (KIEL, 2005). Os danos causados por esses organismos estão apresentados no Quadro 6.

Quadro 6 - Consequências da ação de micro-organismos sobre as superfícies da edificação

<b>Organismos</b>	<b>Produtos Metabólicos</b>	<b>Consequência na Superfície</b>
Bactérias	Ácidos Inorgânicos	Dissolução e coloração
Fungos	Ácidos Orgânicos	Fragilização mecânica e coloração
Algas e cianobactérias	Ácidos Orgânicos	Retenção de água, dissolução mineral
Líquens	Ácidos Orgânicos	Aumento da porosidade e ataque químico

Fonte: Gaylarde, 2000.

Os organismos responsáveis pelo processo de biodeterioração dos materiais crescem em forma de biofilmes. (KIEL, 2005). Um biofilme pode-se formar naturalmente em qualquer superfície sólida em contato com água não esterilizada. (XAVIER *et al.*, 2002).

#### 2.3.1.1 Biofilme

O biofilme é o crescimento microbiano que cria uma película sobre materiais inorgânicos; ele é formado pela excreção de produtos extracelulares como heteropolissacarídeos ou proteínas. (SHIRAKAWA, 1994; XAVIER *et al.*, 2002; CHAVES, 2004). Apesar de os biofilmes serem geralmente associados aos finos filmes microbianos que prontamente se formam na maior parte das superfícies sólidas, com espessuras da ordem dos milímetros ou mesmo dos micrômetros, a espessura de alguns biofilmes pode atingir vários centímetros. (XAVIER *et al.*, 2002).

Os biofilmes desenvolvem importantes papéis na vida humana. (XAVIER *et al.*, 2002). Entretanto, o crescimento não desejado de biofilmes exerce um impacto negativo em várias atividades, como a biocorrosão em equipamentos, a contaminação de produtos, as perdas energéticas devido ao aumento de atrito, a resistência acrescida à transferência de calor e as perdas de pressão, podendo apresentar um alto custo para setores da economia (JASS; WALKER, 2000).

A estrutura do biofilme pode ser descrita por meio de propriedades morfológicas, tais como espessura, densidade e forma da superfície. (XAVIER *et al.*, 2002). Em estações de tratamento de água, a espessura pode variar entre 100 µm e 10 mm, estando relacionada ao volume de biomassa fixa e à disponibilidade de nutrientes, variando de acordo com a fase de crescimento em que o biofilme se encontra. (METCALF; EDDY, 2016).

A formação e o desenvolvimento de biofilmes dependem de diversos fatores, os quais são responsáveis pela heterogeneidade dessa estrutura. Conforme Jubilado (2010), dentre esses fatores, destacam-se características dos micro-organismos, temperatura, pH, hidrodinâmica do fluido, características do meio líquido (como concentração e qualidade dos nutrientes), presença de partículas inorgânicas, tipo de material e rugosidade da superfície sólida, presença de agentes antimicrobianos (tipo e concentração).

### 2.3.1.2 Biocorrosão do concreto

A corrosão microbiana afeta a vida útil das estruturas, ocorrendo geralmente no ambiente de esgoto. Nesse meio, esse processo é causado pelo sulfeto de hidrogênio, embora o papel das águas residuais na regulação dos processos de corrosão seja pouco compreendido. (JIANG *et al.*, 2016). O primeiro caso de biodeterioração em sistema de esgoto foi observado no ano de 1945, por Parker, na cidade de Melbourne, na Austrália, onde foi identificada a presença da bactéria *Thiobacillus*, mais especificamente a linhagem *Thiobacillus thiooxidans*. (O'CONNELL; MCNALLY; RICHARDSON, 2010).

Existem diversos estudos que se concentram na deterioração do concreto em sistemas de esgoto e oleodutos. (MORI *et al.*, 1992; AYOUB *et al.*, 2004; DE BELIE, 2004). São encontradas evidências mostrando que a corrosão também está presente em estruturas de concreto do sistema de tratamento de água e esgoto. O fato

alarmante é que algumas dessas instalações estão se deteriorando após menos de uma década em serviço, como mostra a Figura 4; nesse caso, logo acima da linha d'água, tem-se o agregado e gesso exposto. (O'CONNELL; MCNALLY; RICHARDSON, 2010).

Figura 4 - Evidência de corrosão em tanques de remoção de areia em uma estação de tratamento de águas residuais



Fonte: O'Connell, McNally e Richardson (2010).

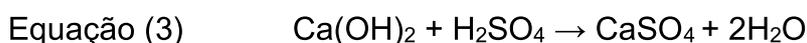
Os fatores contribuintes para a corrosão são os níveis de DBO, a alta concentração de sulfato e de sulfeto dissolvido, as altas temperaturas, a alta concentração de gás, a alta turbulência e os longos períodos de detenção, os baixos níveis de oxigênio dissolvido, a baixa velocidade da água e o baixo pH do efluente, não limitado apenas à tubulação de esgoto, mas também encontrado em estações de tratamento de águas residuais. Ocorrências de degradação do concreto nessas estruturas foram registradas em tanques de aeração (BARBOSA *et al.*, 2002), em fossas sépticas e em estações de bombeamento (SARICIMEN *et al.*, 2003).

Weritz *et al.* (2009) realizaram um trabalho para determinar a profundidade do ingresso de sulfato no concreto. A pesquisa observou danificação por sulfato causada por águas residuais de amostras retiradas das paredes ao redor da bomba espiral de uma estação de tratamento de esgoto, bem como das paredes de concreto de um clarificador.

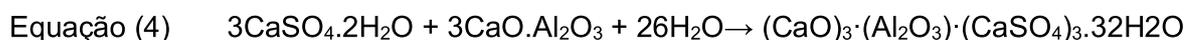
Uma das bactérias que contribuem para o processo de deterioração dos dutos de esgoto de concreto é do gênero *Thiobacillus*. O produto do seu metabolismo resulta na formação de ácido sulfúrico que ataca a matriz cimentícia do concreto afetando suas propriedades. *Thiobacillus*, no entanto, desempenha apenas uma parte do processo de corrosão, o qual é muito complexo. Nas condições anaeróbicas que se

desenvolvem no afluente de esgoto bruto, as bactérias redutoras de sulfato convertem sulfatos em sulfetos, como o sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) gás. Em condições favoráveis, esse gás difunde-se para a atmosfera e, na presença de oxigênio, é ainda mais reduzido para enxofre elementar ou para compostos de enxofre parcialmente reduzidos. Por sua vez, eles fornecem o catalisador necessário para que as bactérias aeróbias de *Thiobacillus* comecem a produzir ácido sulfúrico (MORI *et al.*, 1992).

O ácido sulfúrico foi identificado como um agente corrosivo não apenas em sistemas de esgotos, mas também em estações de tratamento de águas residuais (IDRISS *et al.*, 2001; VINCKE *et al.*, 2001). Um ataque por ácido sulfúrico, no entanto, é uma reação combinada ácido-sulfato com o íon hidrogênio causando um efeito de dissolução, juntamente com o papel corrosivo desempenhado pelo íon sulfato (ATTIOGBE; RIZKALLA, 1988; SKALNY; MARCHAND; ODLER, 2002; HERISSON *et al.*, 2013). Quando o ácido sulfúrico reage com uma matriz de cimento, o primeiro passo envolve uma reação entre o ácido e o hidróxido de cálcio ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) formando o sulfato de cálcio, de acordo com a Equação 3 a seguir.



O sulfato é posteriormente hidratado para formar gesso ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), cuja aparência na superfície do concreto toma a forma de uma substância branca sem resistência mecânica. No ataque contínuo, o gesso reagiria com o hidrato de aluminato de cálcio (C3A) para formar etringita, um produto expansivo, conforme apresentado pela Equação 4.



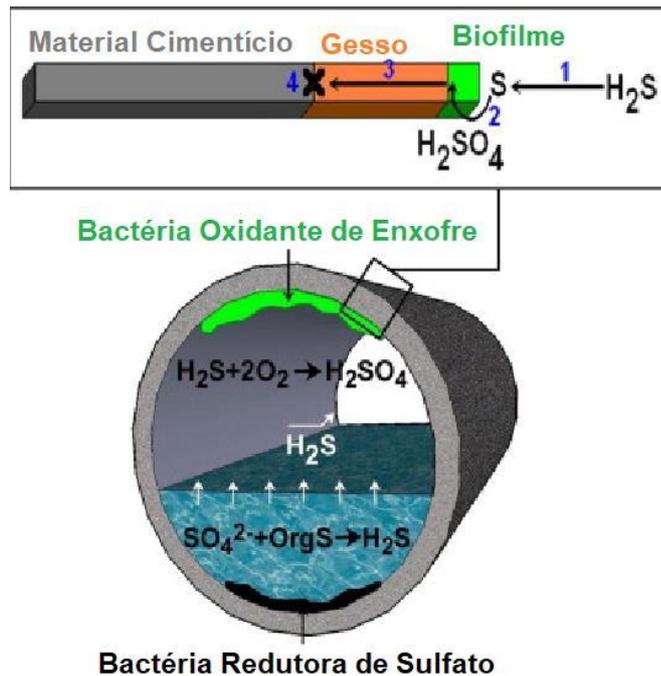
Segundo Skalny, Marchand e Odler (2002), a etringita pode ser localizada em seções mais profundas do concreto, desde que o pH seja alto o suficiente para que ela se forme e o gesso possa migrar para essas regiões. As evidências reunidas por Davis *et al.* (2003), em sua análise de tubulações, no entanto, mostraram que pouca etringita foi descoberta na frente corroída e que a termodinâmica da conversão em gesso pode ser tão rápida que a etringita é um intermediário de vida curta.

A partir das evidências discutidas acima, parece haver uma relação distinta entre a corrosão que ocorre nos esgotos de concreto e a que ocorre nas instalações

de tratamento de águas residuais. Variáveis comuns incluem condições ambientais, natureza do ataque e resultados físicos do ataque ao concreto. (O'CONNELL; MCNALLY; RICHARDSON, 2010). A

Figura 5 representa o ciclo do enxofre na rede de esgoto.

Figura 5 - Representação esquemática do ciclo de enxofre na rede de esgoto com as quatro etapas envolvidas na biodeterioração de materiais cimentícios



Fonte: Herisson *et al.* (2013).

Jiang *et al.* (2016) realizaram teste com CP de concreto que foram submetidos à inoculação periódica de águas residuais; eles apresentaram taxas de corrosão mais altas, quando comparados aos corpos de controle em concentrações de 10 e 20 ppm de  $H_2S$ . Foram realizados exames da diversidade dentro da comunidade, percebendo-se que a inoculação aumentou a diversidade filogenética da comunidade microbiana. (JIANG *et al.*, 2016).

A abundância relativa dos tipos microbianos predominantes foi detectada nas camadas de corrosão do CP, sendo a comunidade de corrosão no concreto composta principalmente de acidofílicos (gênero *Acidithiobacillus*). *Thiooxidans* foi a espécie mais dominante observada nos CP corroídos, sendo responsável por 80-95% da comunidade microbiana total de amostras de concreto expostas a 10 ppm de  $H_2S$ . Outra espécie, *At. caldus*, foi detectada em 35-50% de abundância, comparável à presença de *At. thiooxidans* para algumas amostras expostas a 25 ppm de  $H_2S$ .

*Acidithiobacillus*, *Ferrooxidans* e *Acidithiobacillus* sp. foram detectados em níveis relativamente altos, isto é, de 1,5 a 9%, em concretos expostos a 25 ppm de H<sub>2</sub>S. (JIANG *et al*, 2016).

Diferenças na estrutura da comunidade das camadas de corrosão foram detectadas entre as amostras inoculadas e as de referência. As diferenças incluem a abundância de bactérias-chave oxidantes de sulfeto (*At. Thiooxidans* e *At. Calvus*), o heterotrófico *Acidiphilium* sp., *Mycobacterium* sp., e *Leptospirillum* sp. A maior alteração detectada entre o controle e os CP inoculados foi o aumento da abundância das espécies de *Acidithiobacillus*, indicando que elas eram importantes para o aumento das taxas de corrosão medidas nas amostras inoculadas. A mudança de abundância também dependia do tipo de concreto e do nível de H<sub>2</sub>S, implicando, portanto, que esses outros fatores desempenhem um papel no topo da inoculação microbiana. (JIANG *et al.*, 2016).

As comunidades microbianas das amostras foram separadas de acordo com o nível de exposição a H<sub>2</sub>S. As amostras expostas a 10 ppm de H<sub>2</sub>S tinham estruturas comunitárias muito similares, e aquelas expostas a 25 ppm apresentaram populações mais diversas. Verificou-se também que o pH aumenta com a profundidade. Assim, um nível mais alto de H<sub>2</sub>S leva a uma faixa mais ampla de níveis de pH e de sulfeto adequados à proliferação de bactérias oxidantes de sulfetos, implicando uma maior diversidade microbiana naquelas amostras expostas a 25 ppm de H<sub>2</sub>S. (JIANG *et al.*, 2016).

Durante a corrosão induzida por micro-organismos, a diminuição do pH da superfície é causada principalmente pela produção contínua de ácido por bactérias oxidantes de sulfeto e a subsequente neutralização de materiais de cimento alcalino. Os concretos inoculados mostraram constantemente maiores perdas de corrosão do que os demais. A expansão dos CP de concreto foi detectada, e os pulverizados mostraram uma porcentagem maior de expansão do que os inundados. A expansão do concreto é causada pela formação de vários produtos de corrosão, principalmente gesso e etringita, aumentando o volume do concreto original em 124% a 700%. Isso pode ser parcialmente devido ao inóculo que induz uma comunidade microbiana mais diversa, além de outros processos físico-químicos que aumentam a corrosão. (JIANG *et al.*, 2016).

Em outros estudos de biocorrosão, foram realizadas comparações entre o cimento Portland simples e o cimento de aluminato de cálcio como controle para

analisar a formação de biofilme durante a exposição em campo a águas residuais municipais em argamassa geopolimérica comum e dopada com cobre. Os CP foram submersos em três fases distintas de um sistema de tratamento de águas residuais; esse fato resultou em diferentes condições de exposição, devido à diversidade química e biológica proveniente das cargas orgânicas desses três ambientes. A degradação do material devido à exposição a águas residuais em relação às amostras de referência foi detectada apenas nas amostras de cimento Portland. (DRUGA *et al.*, 2018).

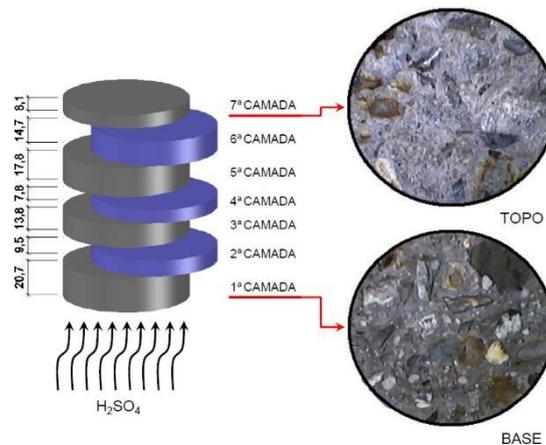
Análises térmicas foram utilizadas para determinar a quantidade de quartzo nas amostras; a maior perda de portlandita foi observada para o efluente, enquanto a menor perda foi medida na amostra de lodo ativado, já as de geopolímero não apresentaram diferenças significativas em sua composição. Esses resultados estão de acordo com os resultados de DRX, os quais mostram uma clara diminuição na portlandita e um aumento no  $\text{CaCO}_3$ , bem como um aumento no gel de silicato de cálcio-hidrato C-S-H. O ensaio de MEV revelou a deterioração do material exclusivamente nas amostras de argamassa de cimento Portland e de aluminato de cálcio expostas a lodo ativado. As seções mostraram que o ataque ácido causado pelo biofilme de nitrificação que cobre as argamassas resultou em formações de camadas deterioradas em torno do material do núcleo inalterado. (DRUGA *et al.*, 2018).

Mehta e Burrows (2001) afirmam que uma mudança de paradigma é necessária no projeto de estruturas de concreto, afastando-se da abordagem prescritiva tradicional para uma perspectiva que promova um projeto baseado em desempenho. No entanto, para que tal abordagem seja bem-sucedida, é necessário que o mecanismo de deterioração seja totalmente compreendido. Sob essa ótica, é preciso levar em conta os ambientes severos que as infraestruturas de águas residuais encontrarão em serviço e analisar em profundidade o estado atual das pesquisas sobre corrosão por sulfato e ácido sulfúrico em um ambiente de águas residuais. (MEHTA; BURROWS, 2001).

Hoppe Filho *et al.* (2014) realizaram a investigação em uma ETE, localizada na cidade de Curitiba, em funcionamento há aproximadamente 15 anos, onde houve a degradação visível do concreto por ataque combinado de ácidos e sulfatos. Foram analisadas amostras retiradas das paredes laterais, fragmentos encontrados acima do nível do efluente e de um testemunho extraído da laje de cobertura - as duas

amostras sendo do reator anaeróbico. Após a execução dos ensaios de resistência à compressão do testemunho, foi realizado o corte do CP, como demonstra a Figura 6, em que também é possível observar a diferença entre os aspectos do topo e da base, sendo que esta última apresentou desgaste superficial do concreto com a exposição do agregado graúdo e com a degradação da pasta hidratada. (HOPPE FILHO *et al.*, 2014).

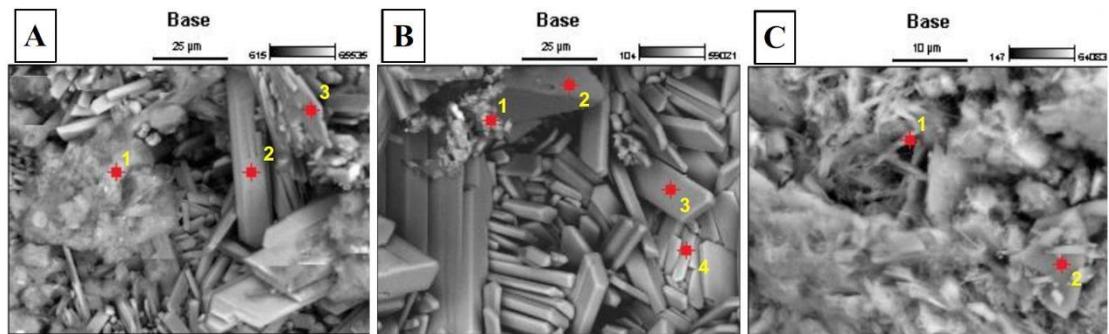
Figura 6 - Representação esquemática dos discos obtidos a partir do testemunho (milímetros) e detalhes da base e do topo previamente à retificação das faces



Fonte: Hoppe Filho et al. (2014).

Fica evidente a distinta configuração morfológica das diferentes camadas do testemunho; esse fato demonstra que a degradação se dá de forma dessemelhante em função do microclima em que a matriz hidratada se encontra. Após essa observação, foram realizadas imagens através de MEV e análises por EDS. A Figura 7 mostra essas imagens e a identificação dos pontos em que foram realizadas as análises de EDS. A imagem A é referente à parede do reator UASB; a B, ao topo do testemunho de concreto extraído; e a C, à camada interna do concreto do testemunho. (HOPPE FILHO *et al.*, 2014).

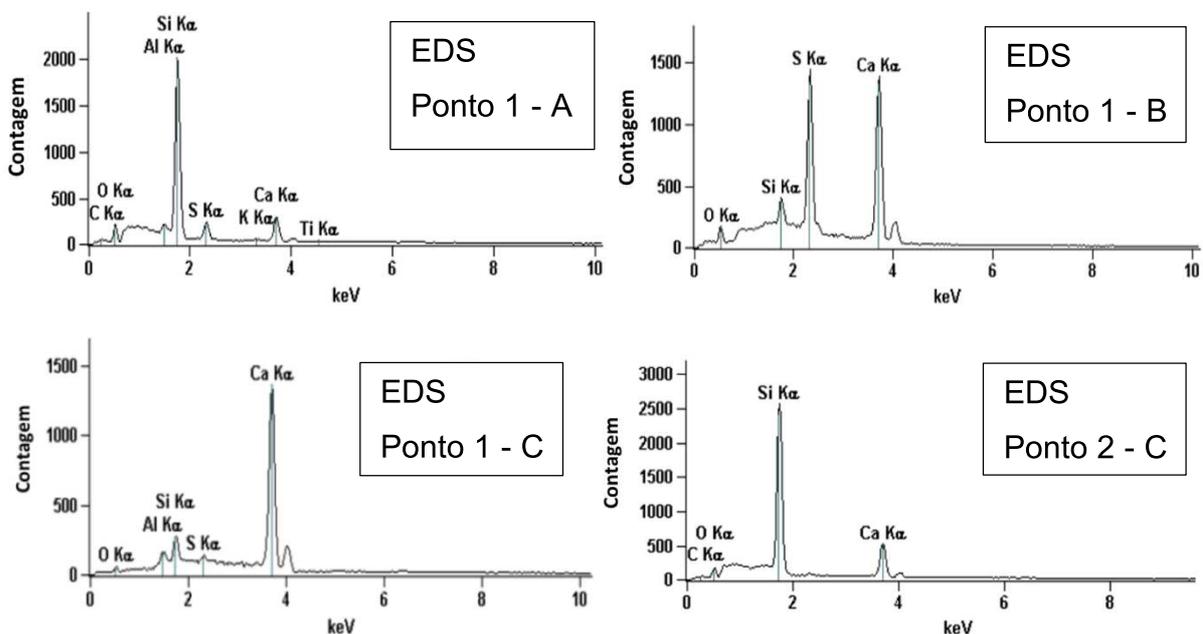
Figura 7 – Imagens obtidas por MEV: A) parede do reator UASB; B) topo do testemunho extraído. C) Camada interna do concreto do testemunho



Fonte: Hoppe Filho *et al.* (2014).

A morfologia retangular dos cristais apresentados nas imagens A e B da Figura 7 caracteriza a gipsita, evidenciado a sua formação tanto na parede do reator UASB quanto no topo do testemunho. A Figura 8 apresenta a análise de EDS nos pontos onde foi detectada a degradação da estrutura do concreto.

Figura 8 - Pontos de análise por EDS conforme pontos destacados na Figura 7



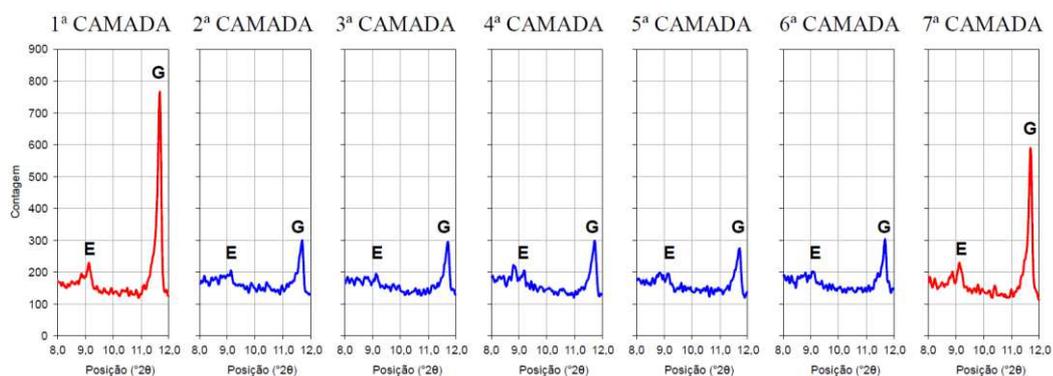
Fonte: Hoppe Filho *et al.* (2014).

Através dos resultados apresentados na Figura 8, os pontos 1 - A e 1 - B mostram principalmente a presença de sílica, com resquícios de cálcio, enxofre e oxigênio, sendo provável que essa estrutura, sem forma definida, caracterize o gel de sílica ( $\text{Si}(\text{OH})_4$ ), proveniente da decomposição do C-S-H, sobreposto com frações de gipsita. O ponto 1 - C, constituído de cálcio e sílica, com a presença de alumina,

caracteriza o C-S-H contendo alumínio (sílico-aluminato de cálcio hidratado). Já o ponto 2 - C indica a presença de sílica com indícios de cálcio, sendo essa morfologia característica do quartzo, indicando ser um grão de agregado miúdo. Os pontos 2 – A, 3 – A, 2 – B, 3 – B, 4 - B caracterizam-se pela presença de cálcio e de enxofre, constituintes da gipsita. Desta forma, as superfícies são constituídas basicamente de gipsita, com indícios da presença de gel de sílica. Já o concreto do interior, que dista cerca de 1,3 cm da superfície, é constituído de C-S-H, com resquícios de enxofre, podendo ser o composto gipsita. (HOPPE FILHO *et al.*, 2014).

Nesse estudo também foram realizadas análises de DRX, em que os difratogramas apresentaram picos característicos do quartzo, devido ao agregado miúdo presente na argamassa, além de etringita, gipsita e portlandita. Também se notou a presença de gipsita ao longo da amostra, proveniente da difusão do ácido sulfúrico biogênico produzido na superfície do concreto pelas bactérias oxidantes. Verifica-se que, na base e no topo do testemunho, há maior teor de etringita e gipsita em relação às camadas internas do concreto, como mostra a Figura 9. As camadas superficiais apresentam-se friáveis, indicando a formação desses compostos expansivos, que resultam na microfissuração e na desagregação do material. (HOPPE FILHO *et al.*, 2014).

Figura 9 - Difratogramas das camadas de concreto do testemunho extraído da laje de cobertura do reator UASB, com destaque à região de pico de máxima intensidade da etringita e da gipsita

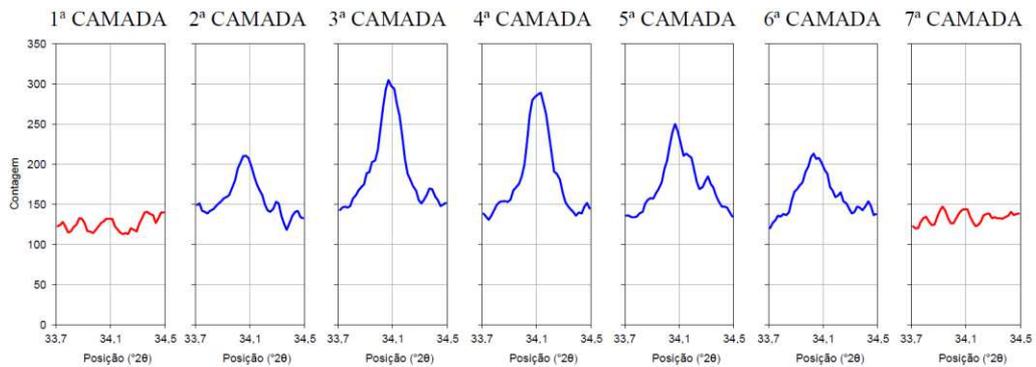


Fonte: Hoppe Filho *et al.* (2014).

A portlandita indica ter reserva alcalina no concreto, mostrando que não ocorreu o ataque ácido. Sendo assim, na Figura 10 é apresentada a quantidade que ainda resta no concreto, sendo nula nas camadas devido à carbonatação e ao ataque ácido,

tendo a gipsita como produto. Por outro lado, a parte interna do CP ainda mantém sua reserva alcalina.

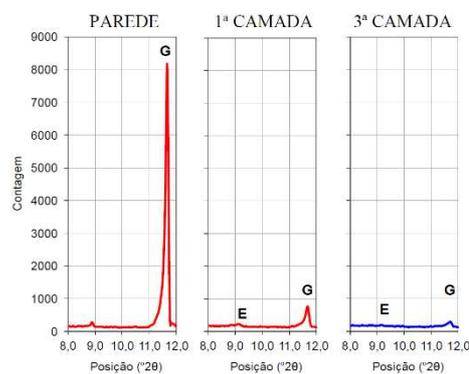
Figura 10 - Difratomogramas das camadas de concreto do testemunho extraído da laje de cobertura do reator UASB, região de pico de máxima intensidade da portlandita



Fonte: Hoppe Filho *et al.* (2014).

A análise comparativa na região de identificação da etringita e da gipsita, apresentada na Figura 11, refere-se à parede do reator UASB, podendo-se notar a presença atenuada de gipsita. Entretanto, a camada externa do testemunho, apesar da degradação superficial, ainda mantém suas características. A amostra retirada da parede do reator apresenta um teor elevado de gipsita, mostrando como pode evoluir a degradação dessa estrutura de concreto. (HOPPE FILHO *et al.*, 2014).

Figura 11 - Difratomogramas: parede do reator UASB, região do pico de máxima intensidade da gipsita



Fonte: Hoppe Filho *et al.* (2014).

### 2.3.2 Ataque químico

Um dos tipos de ataques químicos mais estudados são os realizados por sulfatos. Silva Filho (1994) estudou as ações causadas pelo sulfato de sódio, identificando degradações que ocorriam a partir de descamação dos CP, que se iniciavam na aresta e que se propagavam através de fissuras longitudinais, causando o desprendimento de cascas de argamassa e expondo os agregados. Nessa pesquisa foi realizada a comparação entre diversos traços, sendo observado que esses fenômenos foram mais intensos no traço que foi confeccionado com maior relação água/aglomerante. A agressão observada foi possivelmente resultante de uma ação conjunta que envolveu a agressão química decorrente da ação do íon sulfato aliada a um processo suave de cristalização, que acontecia nos dias de troca de solução. (SILVA FILHO, 1994).

O concreto de cimento Portland tradicional tem sido usado há muitos anos na indústria agrícola para a construção de silos e de instalações de armazenamento de efluentes de silagem. No entanto, a natureza ácida do efluente da silagem produzido pela silagem levou à degradação severa do concreto de cimento Portland, o que, por sua vez, tem implicações ambientais e financeiras significativas. Desta maneira, comparou-se a resistência das argamassas, das pastas de cimento Portland e do geopolímero ao efluente da ensilagem durante um período de tempo. As amostras de geopolímeros apresentaram maior resistência ao efluente da ensilagem em termos de perda de massa e resistência. A análise da microestrutura sugere que o aumento da estabilidade dos produtos de reação é o principal fator por trás do aumento da resistência do efluente da silagem quando comparado com o de cimento Portland. (AIKEN *et al.*, 2017).

Ainda sobre o efluente de silagem, em relação à resistência à compressão, verificou-se que as amostras de cimento Portland reduziram em 21% após o tempo de exposição ao efluente, em comparação com 13% e 9% para as amostras de geopolímero. A remoção das fases etringita e família de aluminatos também foi observada. A remoção dessas fases deixa espaços porosos, o que aumenta a porosidade e permite maior ingresso e ataque do efluente. Já, nas amostras de geopolímeros, nenhuma dessas fases foi observada, o que é uma vantagem. Ambas as amostras sofreram descalcificação do seu principal gel de ligação (CSH e CASH/NASH) devido ao ataque; no entanto, o gel no cimento Portland parece menos

estável do que o gel nas amostras de geopolímero quando atacado pelo efluente de silagem. Esse fato ocorre devido ao maior conteúdo de cálcio, destacado pela maior relação Ca/Si no cimento Portland em comparação com as amostras de geopolímero. Além disso, a relação Al/Si foi menor para o cimento Portland quando comparada às amostras de geopolímero (AIKEN *et al.*, 2017).

As estruturas de concreto podem ser submetidas a diversos tipos de soluções agressivas, um exemplo é a Estação Central de Tratamento de Efluentes que está sendo construída em Savar, Bangladesh. As águas residuais de curtumes são compostas por vários produtos químicos, como sulfatos, cloretos e amônio, que são conhecidos por gerar efeitos prejudiciais no concreto. Para a avaliação da durabilidade das estruturas de concreto, esses cubos de argamassa de cimento foram submersos em águas residuais de curtume simuladas, com o intuito de correlacionar os resultados do processamento de imagens com a resistência e a perda de massa. Constatou-se que os CP que sofreram maior perda de resistência e de massa também sofreram maior perda de área superficial, sendo que esse parâmetro é determinado pela técnica de processamento de imagem. Os compósitos de cimento sob condições de duas águas de curtume simuladas perderam área superficial significativa em 180 dias. No entanto, a eficiência da técnica de processamento de imagem proposta depende da existência de uma boa correlação entre a perda de área superficial calculada e a resistência real e a perda de peso dos cubos de cimento. (MANZUR *et al.*, 2016).

### 3 METODOLOGIA

Neste capítulo, inicialmente apresenta-se o planejamento dos ensaios e, posteriormente, a caracterização dos materiais utilizados e os procedimentos e detalhamento dos métodos utilizados para a execução do programa experimental. Importante destacar duas empresas parceiras no trabalho. A primeira refere-se a empresa Engemix, a qual doou todos os materiais utilizados e disponibilizou o local para cura das amostras e os laboratórios para realização dos ensaios. A segunda é a empresa CRVR – Aterro de São Leopoldo, onde foram coletado o lixiviado utilizado no experimento.

#### 3.1 PLANEJAMENTO DOS ENSAIOS E DAS ETAPAS DO PROGRAMA EXPERIMENTAL

O método utilizado consiste na elaboração de três traços distintos de concreto. Os traços estão detalhados no item 3.3.2 deste capítulo. Os CP ficaram submersos, por período de 420 dias, em um tanque com lixiviado bruto, proveniente do aterro sanitário do município de São Leopoldo, Rio Grande do Sul. A cada período, foram retirados três CP, de cada mistura de concreto, do tanque com lixiviado, os quais foram ensaiados e comparados com os CP referência que ficaram armazenados em tanque de cura normatizado conforme a ABNT NBR 5738:2015 Versão Corrigida:2016 (ABNT, 2016).

Os três traços foram adotados de maneira que apresentassem diferenças de desempenho entre si, sendo o T1 uma mistura com menor resistência, o T2 um concreto intermediário e T3 um concreto com baixa relação a/c e com o maior consumo de cimento. Além disso, foram confeccionados CP do traço T1 com a adição de Penetron, com percentual de 0,8% em relação ao cimento, em sua composição. E por fim, durante 180 dias, ainda foram colocados CP referência na calha Parshall do aterro sanitário da CRVR –SL. A Tabela 4 apresenta o total de amostras que foram testadas.

Tabela 2 – Quantidade de CP moldados por traço

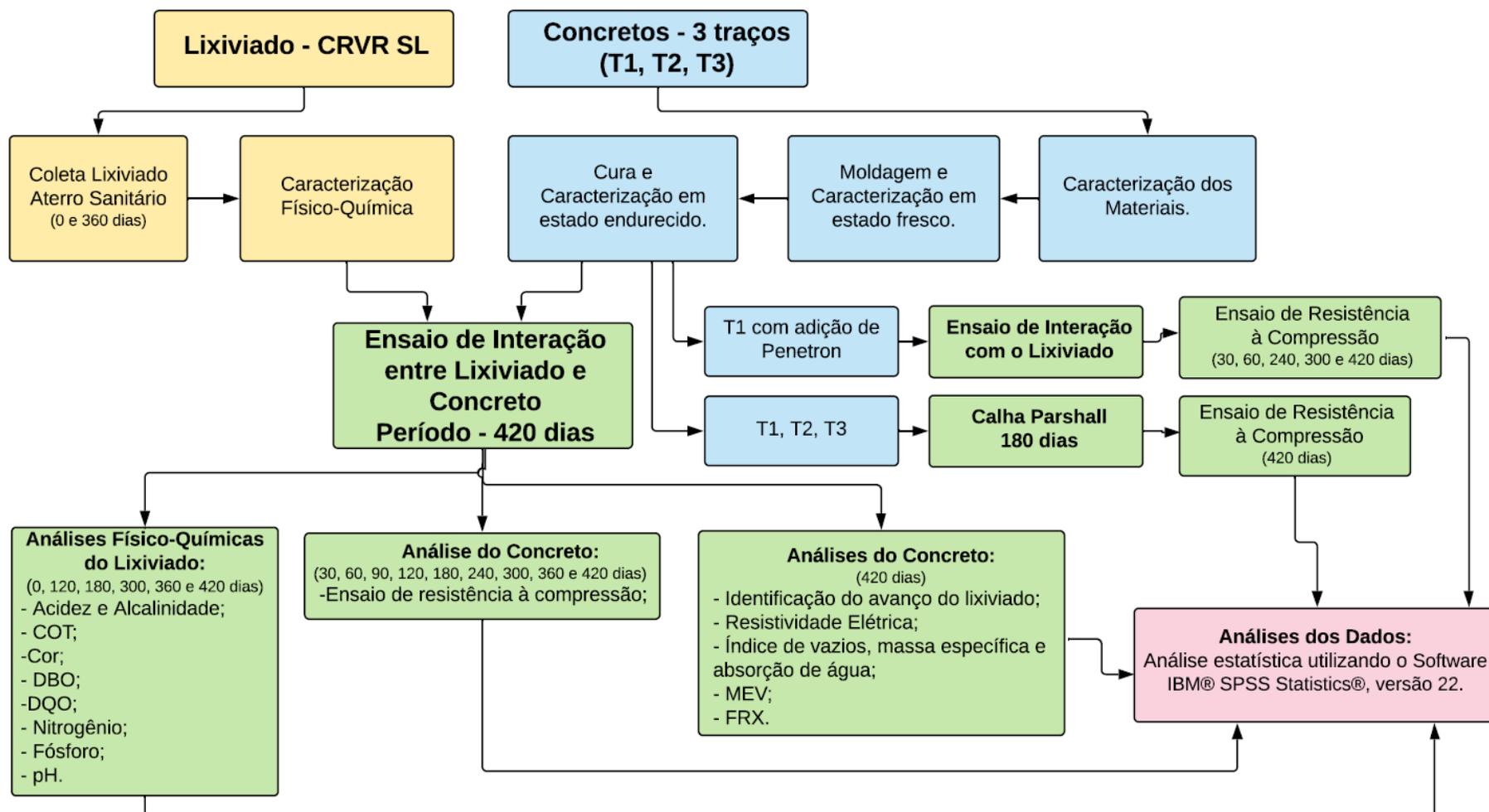
Traço	CP Cilíndricos (100 x 200 mm)		
	Referência	Atacados	Calha
T1	40	40	4
T2	40	40	4
T3	40	40	4
TP	10	10	-

Fonte: Elaborado pela autora.

Para os CP de concreto, os ensaios físicos realizados foram de resistência à compressão, índice de vazios, massa específica e absorção de água, resistividade elétrica, microtomografia, MEV. Os testes químicos que foram realizados são os seguintes: identificação do pH do concreto através da utilização do indicador fenolftaleína, determinação do pH pelo método utilizado para solos, avaliação da composição química por FRX e da estrutura cristalina por DRX.

Os parâmetros químicos do lixiviado também foram acompanhados durante o período de 420 dias, sendo realizados os ensaios de acidez e alcalinidade, condutividade, COT, cor, DBO, DQO, nitrogênio, fósforo, pH e temperatura. Além disso, o lixiviado também foi analisado em relação à sua microbiota, através de contagem por microscópio. O fluxograma contendo a ordem de preparação e os ensaios está apresentado na Figura 12.

Figura 12 – Fluxograma do programa experimental



Fonte: Elaborado pela autora.

## 3.2 CONCRETOS ENSAIADOS

Neste programa experimental, foram confeccionados três traços de concretos, sendo que cada um foi dividido em quatro misturas. Elas foram identificadas para que os CP de cada mistura sejam divididos entre cura normatizada (CP Referência) e cura em contato com o lixiviado (CP Ataque), a fim de que os resultados de cada mistura sejam comparados entre si.

### 3.2.1 Caracterização dos Materiais

Os materiais utilizados são cimento CP – II F – 40, agregados miúdos (areia de quartzo média e fina), agregados graúdos (brita de granulometria na faixa de 4,75 - 12,5 mm e de 9,5 – 25 mm) e aditivo polifuncional.

#### 3.2.1.1 Cimento

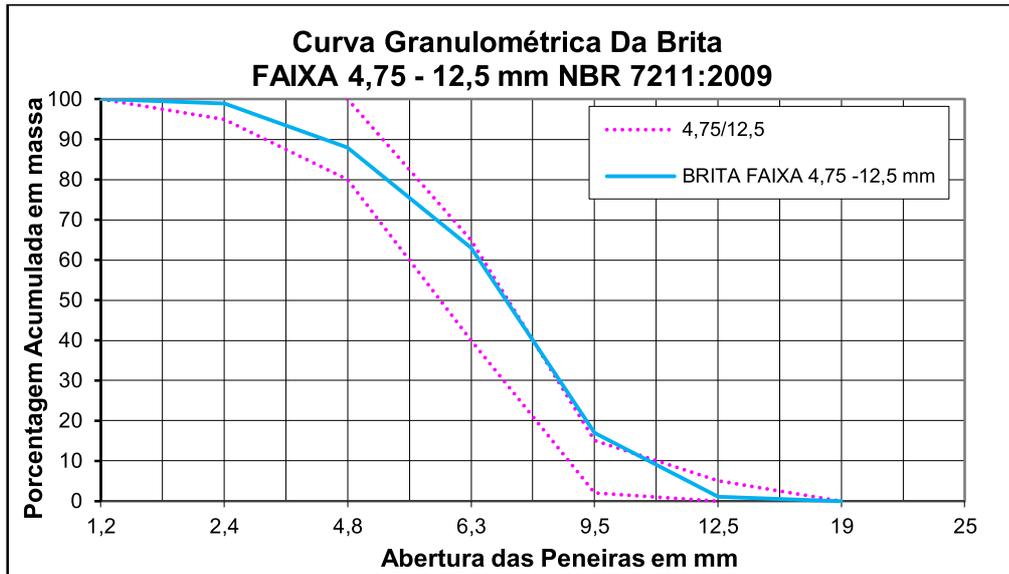
O cimento utilizado foi o CP – II F - 40, fornecido pela empresa Engemix do grupo Votorantim S.A CIMENTOS. A composição granulométrica foi realizada através de granulometria laser, no Laboratório de Caracterização e Valorização de Materiais (LCVMat), localizado no campus da Universidade do Vale do Rio do Sinos (UNISINOS), em São Leopoldo, RS.

#### 3.2.1.2 Agregado Graúdo

Como agregados graúdos, foram empregadas britas de basalto, oriundas da Pedreira Vila Rica em Montenegro – RS, nas faixas de 2,4 – 12,5 mm e de 9,5 – 25 mm. Os ensaios de granulometria foram realizados conforme a NBR NM 248 – *Agregados – Determinação da composição granulométrica* (ABNT, 2003) e de sua massa específica, conforme consta na NBR NM 53 – *Agregado graúdo – Determinação da massa específica, da massa específica aparente e absorção de água* (ABNT, 2009e).

O agregado da zona granulométrica de 2,4 a 12,5 mm de diâmetro apresentou massa específica de 2,85 kg/dm<sup>3</sup>, módulo de finura de 5,88, dimensão máxima característica de 9,5 mm e sua granulometria está apresentada na Figura 13.

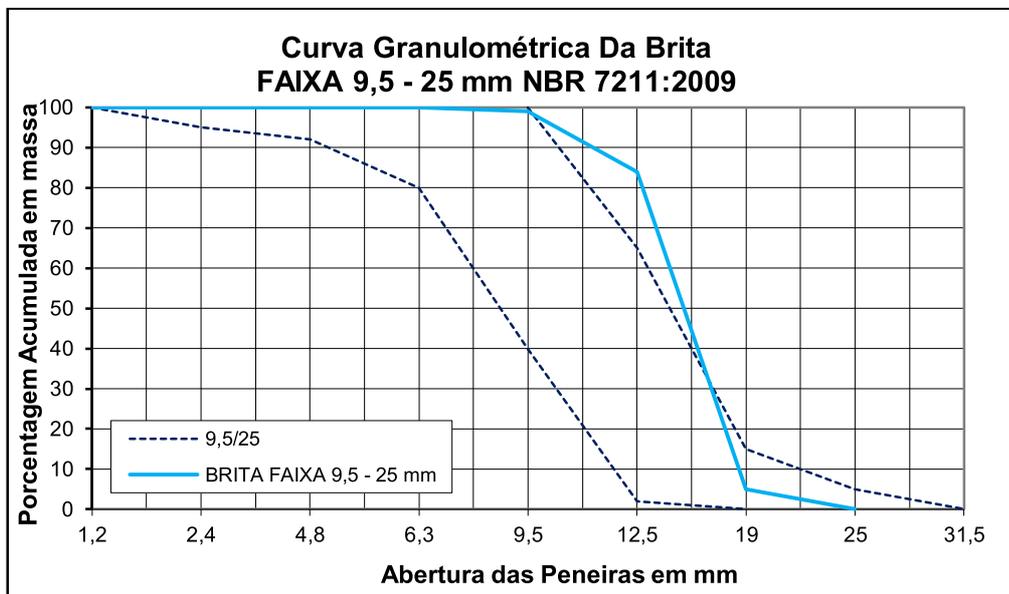
Figura 13 – Curva granulométrica da brita faixa 4,75 – 12,5 mm.



Fonte: Elaborado pela autora.

O agregado da zona granulométrica de 9,5 a 25 mm de diâmetro apresentou massa específica de 2,93 kg/dm<sup>3</sup>, módulo de finura de 7,56, dimensão máxima característica de 19 mm e sua granulometria está apresentada na Figura 14.

Figura 14 – Curva granulométrica da brita faixa 9,5 – 25 mm.



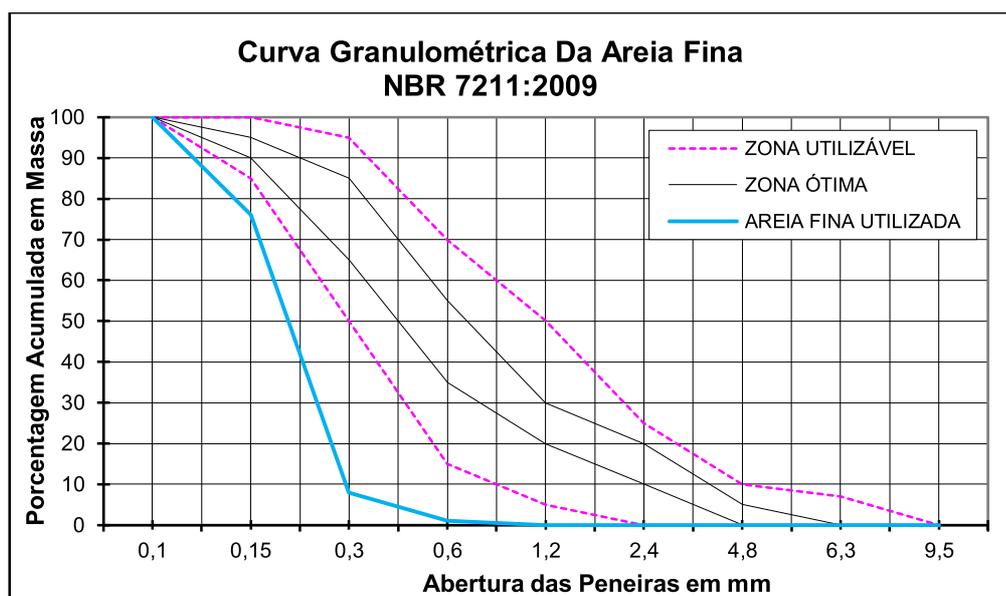
Fonte: Elaborado pela autora.

### 3.2.1.3 Agregado Miúdo

O agregado miúdo é do tipo areia regular de quartzo de rio natural, sendo sua granulometria realizada conforme os preceitos da NBR NM 248 – *Agregados – Determinação da composição granulométrica* (ABNT, 2003) e sua massa específica conforme consta na NBR NM 52 – *Agregado miúdo – Determinação da massa específica e da massa específica aparente* (ABNT, 2009d).

O agregado miúdo do tipo areia fina foi fornecido pelo depósito Nossa Senhora dos Navegantes, localizado no município de Osório, Rio Grande do Sul. Esse material apresentou massa específica igual a  $2,65 \text{ kg/dm}^3$ , módulo de finura de 1,33 e dimensão máxima característica de 1,2 mm, sendo sua granulometria apresentada na Figura 15.

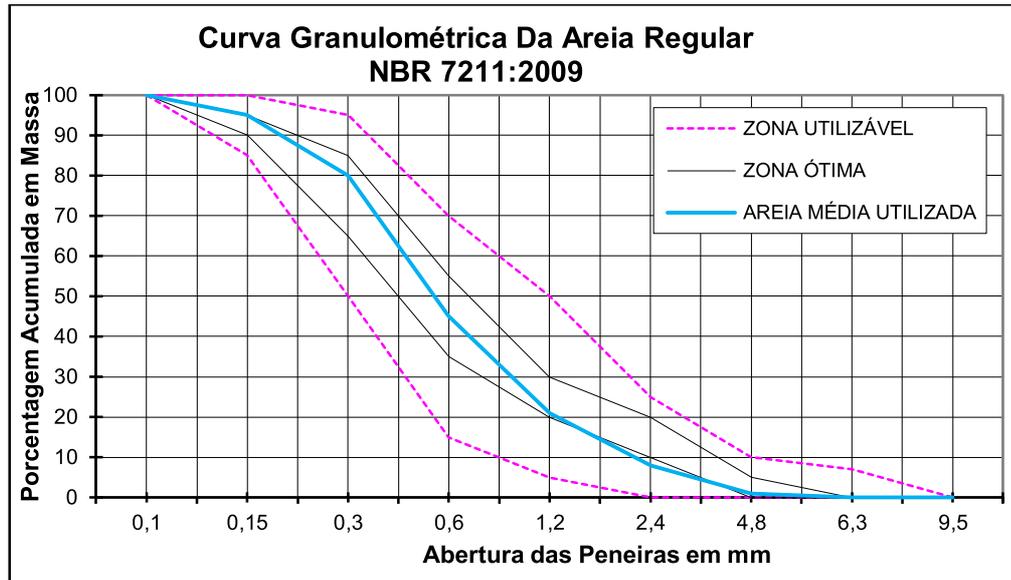
Figura 15 – Curva granulométrica da areia fina.



Fonte: Elaborado pela autora.

A areia regular foi fornecida pela Comarsul, empresa localizada na cidade de Sapucaia do Sul, Rio Grande do Sul. Esse material apresentou massa específica igual a  $2,65 \text{ kg/dm}^3$ , módulo de finura de 2,68 e dimensão máxima característica de 4,8 mm, sendo sua granulometria apresentada na Figura 16.

Figura 16 – Curva granulométrica da areia regular.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 3.2.1.4 Aditivo Polifuncional

O aditivo superplastificante, de pega normal, utilizado é denominado Muraplast FK 400, superplastificante de alto desempenho produzido pela empresa MC-Bauchemie, localizada em Vargem Grande Paulista, São Paulo. Ele apresenta densidade igual a 1,14 g/cm<sup>3</sup>, pH de 9,41 e teor de sólidos de 29,13%, tendo sua dosagem recomendada, pela empresa produtora, de 0,2% a 3,0% em relação à massa de cimento. (MC – BAUCHEMIE, 2019).

#### 3.2.1.5 Água de amassamento

A água utilizada na preparação do concreto é proveniente da rede pública de abastecimento, tendo seu fornecimento, no município de Canoas, RS, sendo feito pela empresa Companhia Riograndense de Saneamento - CORSAN, atendendo assim aos requisitos da ABNT NBR 15900-1:2009 - *Água para amassamento do concreto Parte 1: Requisitos*. (ABNT, 2009a).

#### 3.2.1.6 Aditivo Cristalizante

Utilizou-se o aditivo cristalizante denominado Penetron, que é empregado para a impermeabilização por cristalização integral, sendo adicionado no momento da

produção do concreto. O aditivo contém cimento Portland, rastreador químico e compostos químicos ativos. Ele causa a selagem, impedindo a penetração de qualquer líquido. Sua reação ocorre com a umidade do concreto fresco e com os produtos de hidratação do concreto (PENETRON ADMIX®).

### 3.2.2 Mistura, Trabalhabilidade, Moldagem, Cura e Resistência à Compressão

#### a) Mistura

O programa experimental é composto por três traços comerciais distintos, os quais foram disponibilizados pela empresa Engemix e identificados como T1, T2 e T3, tendo como consumo de cimento 226, 274 e 326 kg/m<sup>3</sup>, respectivamente. Eles foram escolhidos de maneira que apresentassem uma diferença considerável entre os seus resultados de resistência, a fim de simular os diferentes concretos que podem ser empregados em áreas com contaminação por lixiviados de resíduos. As quantidades por m<sup>3</sup> estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Quantidade de materiais dos traços T1, T2 e T3 por m<sup>3</sup>

<b>Material</b>	<b>T1 (kg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>T2 (kg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>T3 (kg/m<sup>3</sup>)</b>
Cimento CP II-F 40	226	274	326
Areia Fina	304	292	278
Areia Regular	564	542	516
Brita (4,75-12,5 mm)	232	234	235
Brita (9,5-25 mm)	928	934	939
Aditivo Polifuncional	1,812	2,188	2,607
Água	185,23	179,93	176
Simulação dos diferentes concretos	Concreto com baixa resistência	Concreto intermediário	Concreto de melhor desempenho

Fonte: Elaborado pela autora.

Os traços possuem diferentes características, apresentando um crescente consumo de cimento e uma decrescente relação água/cimento, quando analisados na ordem T1, T2 e T3. O parâmetro teor de argamassa foi fixado; já a relação aditivo/cimento foi fixada apenas para T2 e T3, pois T1 apresentou abatimento na faixa requerida sem a adição de aditivo, como pode ser visto na Tabela 4.

Tabela 4 – Características dos traços T1, T2 e T3

Parâmetro	T1	T2	T3
Traço Unitário (massa)	1:3,84:5,13	1:3,04:4,26	1:2,44:3,60
Consumo de cimento (kg/m <sup>3</sup> )	226	274	326
Relação água/cimento (a/c)	0,82	0,66	0,54
Teor de argamassa ( $\alpha$ )	0,49	0,49	0,49
Relação Aditivo/cimento (%)	-	0,8	0,8

Fonte: Elaborado pela autora.

Primeiramente, todos os materiais foram pesados em recipientes, compondo um volume igual a 40 L por betonada, e separados por mistura, como mostra a Figura 17a. Foram realizadas quatro misturas para cada traço, devido ao tamanho da betoneira, estando prevista a moldagem de 80 CP.

A mistura dos materiais foi realizada utilizando a betoneira com capacidade do tambor de 120 L e de mistura de 70 L, apresentada na Figura 17b, do Laboratório de Tecnologia da concreteira Engemix, da filial de Canoas. Primeiro foram acrescentados os agregados graúdos; na sequência, acrescentou-se 1/3 da quantidade total de água, o cimento, mais 1/3 da água, os agregados miúdos e, por fim, o restante da água e o aditivo polifuncional, exceto nas misturas do T1. A mistura foi realizada até o material demonstrar estar completamente homogêneo, sendo fixado o tempo de mistura.

Figura 17 – a) Materiais pesados; b) betoneira utilizada para a mistura



Fonte: Fotos da autora.

Realizou-se uma mistura do traço T1, onde foi adicionado o aditivo Penetron, no percentual de 0,8% em relação a quantidade de cimento. Esta também foi dividida

em dois grupos, metade armazenado no tanque com o lixiviado e o restante na cura denominada referência.

b) Trabalhabilidade

Após o término da homogeneização do concreto, determinou-se a consistência do concreto em seu estado fresco; para tanto foi utilizado o método descrito na NBR NM 67 – *Concreto – Determinação da consistência pelo abatimento de tronco de cone* (ABNT, 1998). Os ensaios de abatimento ficaram na faixa de  $100 \leq A < 160$ , como mostra a Figura 18, sendo classificados como S100 de acordo com a ABNT NBR 7212:2012 - *Execução de concreto dosado em central — Procedimento*. (ABNT, 2012).

Figura 18 – Ensaio de abatimento de tronco de cone



Fonte: Foto da autora.

Segundo Neville e Brooks (2013), não existem ensaios que avaliem diretamente a trabalhabilidade, mas sim um método que possui aceitação universal devido à simplicidade de execução. Quando o abatimento se encontra na faixa de 100 mm – 175 mm, o material apresenta grau de trabalhabilidade alto e fator de compactação de 0,95, estando de acordo com a utilização em seções com congestionamento de armaduras, com vibração usualmente inviável. (NEVILLE; BROOKS, 2013).

c) Moldagem

Realizou-se a moldagem dos CP cilíndricos conforme consta na NBR 5738 (ABNT, 2016). O material foi retirado da betoneira e colocado nas formas de 100 mm de diâmetro por 200 mm de altura, realizando-se duas camadas com a aplicação de 12 golpes cada. Após o preenchimento completo dos moldes, realizou-se o arrasamento.

d) Cura

Após a moldagem, os CP ficaram 24h imóveis sob material impermeável, com o intuito de impedir a evaporação da água de amassamento. Após esse período, efetuou-se o desmolde, sendo cada traço dividido em dois grupos: uma parte foi identificada como referência, sendo os resultados utilizados para tal (T1R, T2R, T3R); e a outra parte foi identificada como atacado (T1A, T2A, T3A), sendo responsável pela identificação de algum dano que o lixiviado possa causar no concreto.

Figura 19 – CP a) logo após a moldagem; b) separados e identificados por betoneira para colocação em contato com o lixiviado



Fonte: Fotos da autora.

As amostras referências foram armazenadas em um tanque contendo água, onde a temperatura era controlada para ficar na faixa de  $25\pm 2^{\circ}\text{C}$ , até completarem a idade de rompimento de cada exemplar, sendo a primeira em 7 dias para a caracterização dos traços, seguido do rompimento aos 28 dias, e o último em 360 dias. Os demais CP, que iriam sofrer o ataque, foram dispostos em um tanque contendo lixiviado, sendo ensaiados nas mesmas idades das amostras referências.

Figura 20 – CP do T1 identificados por betoneira a) em cura normatizada, saturados em solução de cal com temperatura controlada; b) sendo colocados no lixiviado



Fonte: Fotos da autora.

Após 240 dias de interação entre os concretos e o lixiviado, optou-se pela colocação de 4 exemplares de cada traço, que estavam na cura denominada com “referência”, diretamente na calha Parshall do aterro sanitário da CRVR –SL. Este procedimento foi realizado visando obter um ambiente mais agressivo que o tanque do experimento, pois na calha as amostras ficaram em contato constante com o fluxo de lixiviado proveniente dos RSU.

Os exemplares ficaram 180 dias neste ambiente, em contato direto e interrompido com o efluente da operação, como mostra a Figura 21.

Figura 21 – CP que ficaram na calha Parshall do aterro sanitário.



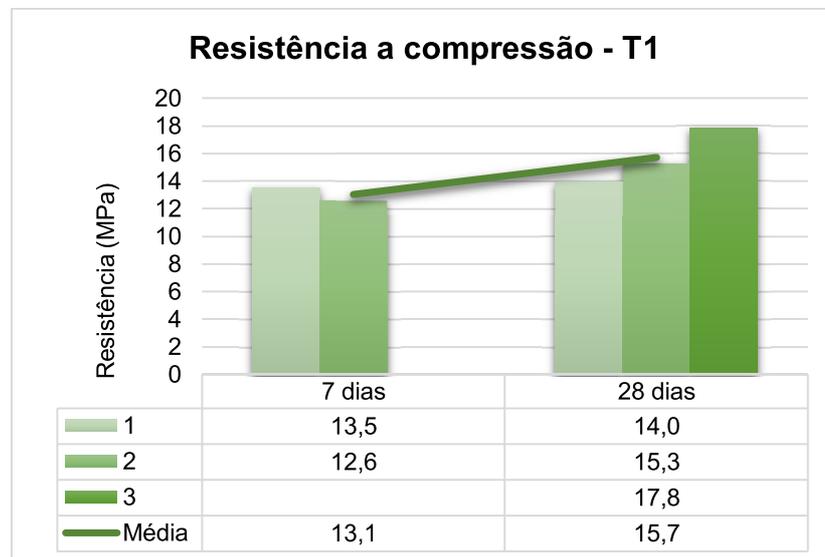
Fonte: Fotos da autora.

e) Resistência à compressão

Para avaliação da característica inicial do concreto moldado, foram realizados os ensaios de resistência à compressão aos 7 e aos 28 dias de cura, conforme preconiza a ABNT NBR 5739:2018 - *Concreto - Ensaio de compressão de corpos de prova cilíndricos* (ABNT, 2018). A média dos resultados de resistência à compressão de T1R aos 7 dias de cura ( $f_{cm7}$ ) ficou igual a 13,1 MPa; aos 28 dias de cura ( $f_{cm28}$ ), esse valor foi de 15,7 MPa, um acréscimo de 2,6 MPa, como apresenta a Figura 22.

Conforme a ABNT NBR 12655:2015 Versão Corrigida:2015 - *Concreto de cimento Portland - Preparo, controle, recebimento e aceitação – Procedimento* (ABNT, 2015), cada exemplar deve ser constituído por dois CP, para cada idade de rompimento, moldados no mesmo ato. Deve-se tomar como resistência do exemplar o maior dos dois valores obtidos no ensaio de resistência à compressão. Desta maneira, a resistência do concreto do traço T2 é igual a 17,8 MPa.

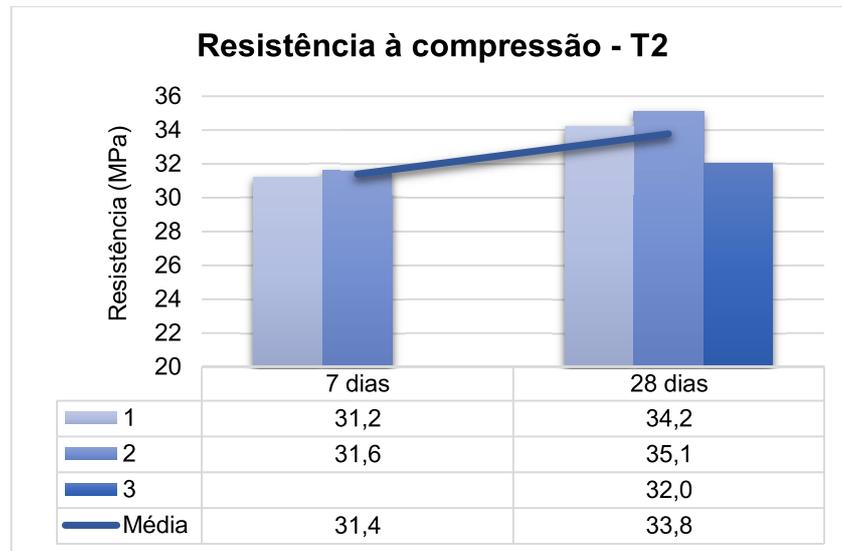
Figura 22 - Resistências apresentadas pelo traço T1R aos 7 e aos 28 dias de cura



Fonte: Elaborado pela autora.

O valor apresentado por T2R para  $f_{cm7}$  ficou igual a 31,4 MPa, tendo um acréscimo de 2,4 MPa aos 28 dias de cura, sendo o valor de  $f_{cm28}$  igual a 33,8 MPa, como mostra a Figura 23. Quando se observa o valor potencial apresentado por essa mistura, tem-se a resistência do traço T2 igual a 35,1 MPa.

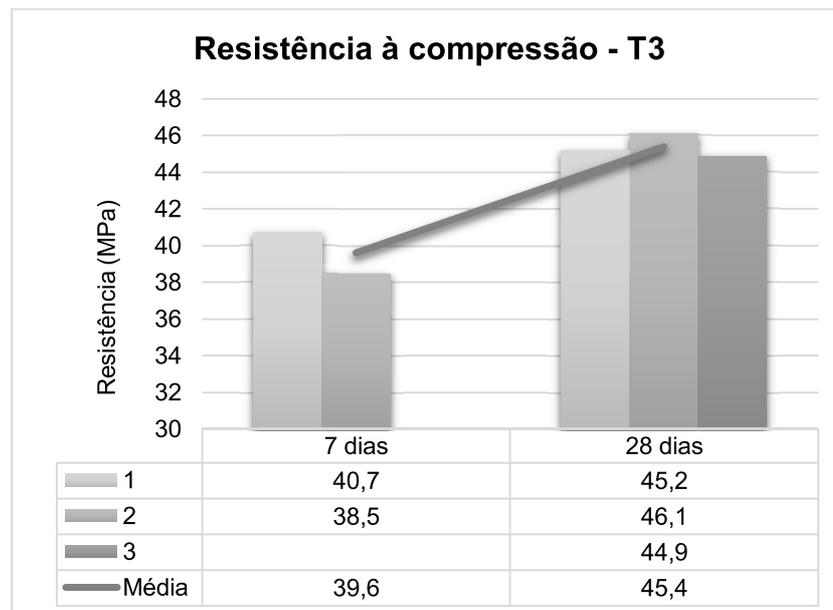
Figura 23 – Resistências apresentadas pelo traço T2R aos 7 e aos 28 dias de cura



Fonte: Elaborado pela autora.

O T3R foi o que apresentou mais acréscimo de resistência quando se comparam os valores das médias obtidas através dos ensaios realizados aos 7 e aos 28 dias, sendo esse valor igual a 5,8 MPa. O valor apresentado por T3R para  $f_{cm7}$  foi igual a 39,6 MPa e o valor de  $f_{cm28}$  igual a 45,4 MPa, como exhibe a Figura 24. Observando-se o valor potencial apresentado por T3, tem-se a resistência desse traço igual a 46,1 MPa.

Figura 24 - Resistências apresentadas pelo traço T3R aos 7 e 28 dias de cura



Fonte: Elaborado pela autora.

### 3.3 LIXIVIADO

O lixiviado utilizado era oriundo do aterro sanitário de São Leopoldo. Essa unidade é operada pela Companhia Rio-grandense de Valorização de Resíduos (CRVR), pertencente ao grupo holding Solví.

#### 3.3.1 Dados do Aterro Sanitário

O aterro sanitário da CRVR está localizado na Rua Dilceu Elias de Moura, 1550, Arroio da Manteiga, São Leopoldo – RS. As coordenadas geográficas são: latitude: -29,74609400 e longitude: -51,19574100. A licença ambiental atual autoriza a disposição de resíduos referente às fases I, II, III, IV, V e VI, com área total de 119.278 m<sup>2</sup>. O aterro possui também unidade de tratamento de efluentes, lagoa de emergência pluvial e unidades administrativas e auxiliares. (GOMES; CAETANO, 2018a).

O empreendimento admite somente o recebimento de resíduos sólidos domésticos Classe II (não perigosos); o recebimento de resíduos de serviços de saúde apenas é permitido caso eles já tenham sido previamente autoclavados. (GOMES; CAETANO, 2018a).

A CRVR realiza análises do lixiviado bruto trimestralmente, com amostras retiradas das lagoas de acúmulo. As análises foram realizadas pela empresa Química Pura – Laboratório de análises químicas e microbiológicas. Segundo a empresa, as coletas de amostras seguem as normas: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, APHA, 23<sup>rd</sup>, Washington, 2017; ABNT NBR 9898:1987 - *Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*; e *Guia Nacional de Coletas e Preservação de Amostras* (CETESB, 2011). As amostras foram coletadas no período de janeiro 2018 a setembro de 2019, e a caracterização do lixiviado durante esse período é apresentada na Tabela 5. (GOMES; CAETANO, 2018a).

Tabela 5 – Parâmetros do aterro sanitário da CRVR – SL

Parâmetro	Amostragem						Máx.	Mín.	Desvio-Padrão
	1	2	3	4	5	6			
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	15.496	16.690	8.879	12.382	11.385	11.468	16.690	8.879	2.887
Alumínio (mg/L)	1,84	1,72	1,16	161	1,46	1,42	161	1,16	65,11
Cádmio (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	-

Chumbo (mg/L)	0,102	<0,093	ND	ND	ND	ND	0,102	0,102	-
Cloreto (mg/L)	4.392	3.920	6.610	2.932	4.352	3.042	6.610	2.932	1.334
Cobre (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-	-
Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)	33	220	1300	140	1600	20	1600	20	706
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	33	220	1300	790	1600	330	1600	33	631
Condutividade ( $\mu$ s/cm)	27.830	31.480	23.920	26.700	33.470	24.930	33.470	23.920	3.736
Cromo Total* (mg/L)	1,38	1,2	0,835	1,14	1,15	1,12	1,38	0,835	0,176
DBO** (mg/L)	2.520	620	620	2.350	6.400	475	6.400	475	2.268
DQO (mg/L)	7.639	6.080	3.712	5.514	16.884	5.505	16.884	3.712	4.740
Ferro (mg/L)	17,8	8,85	10,8	14,8	14,3	7,15	17,8	7,15	4,03
Ferro dissolvido (mg/L)	8,91	8,38	10,5	7,95	8,82	7,02	10,5	7,02	1,16
Fósforo Total (mg/L)	22,8	19,5	18,4	14,8	12,8	24,8	24,8	12,8	4,6
Manganês (mg/L)	0,294	0,214	0,41	0,339	1,68	0,33	1,68	0,214	0,560
Manganês Dissolvido (mg/L)	0,259	0,204	0,41	0,339	1,57	0,33	1,57	0,204	0,520
Mercúrio (mg/L)	0,00024	0,0023	ND	ND	ND	ND	0,0023	0,00024	0,0015
Níquel (mg/L)	0,37	0,334	0,235	0,294	0,326	0,309	0,37	0,235	0,045
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	4.190	3.184	2.324	2.386	2.709	2.933	4.190	2.324	687
NTK*** (mg/L)	3.841	3.371	2.162	2.515	2.788	3.096	3.841	2.162	605
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0,7	0,6	0,7	1,4	0,3	0,9	1,4	0,3	0,4
pH	6,65	7,87	7,94	7,87	7,47	7,85	7,94	6,65	0,50
Sólidos Sedimentáveis (mg/L)	ND	ND	ND	ND	0,2	ND	0,2	0,2	-
Sólidos Suspensos totais (mg/L)	560	118	150	110	1.590	330	1.590	110	572
Sulfato (mg/L)	116	212	ND	192	2.352	ND	2.352	116	1.090
Sulfeto (mg/L)	ND	0,35	ND	ND	0,79	0,47	0,79	0,35	0,23
Temperatura (°C)	32,2	29,4	23,5	31,6	30,6	21,9	32,2	21,9	4,4
Zinco (mg/L)	1,54	0,989	0,693	0,937	0,717	0,853	1,54	0,693	0,310

\*Valores superiores ao valor de limite máximo da CONSEMA 355/2017 (0,08 mg/L).

\*\*Remoção superior a 60% requerido pela CONAMA 430/2011.

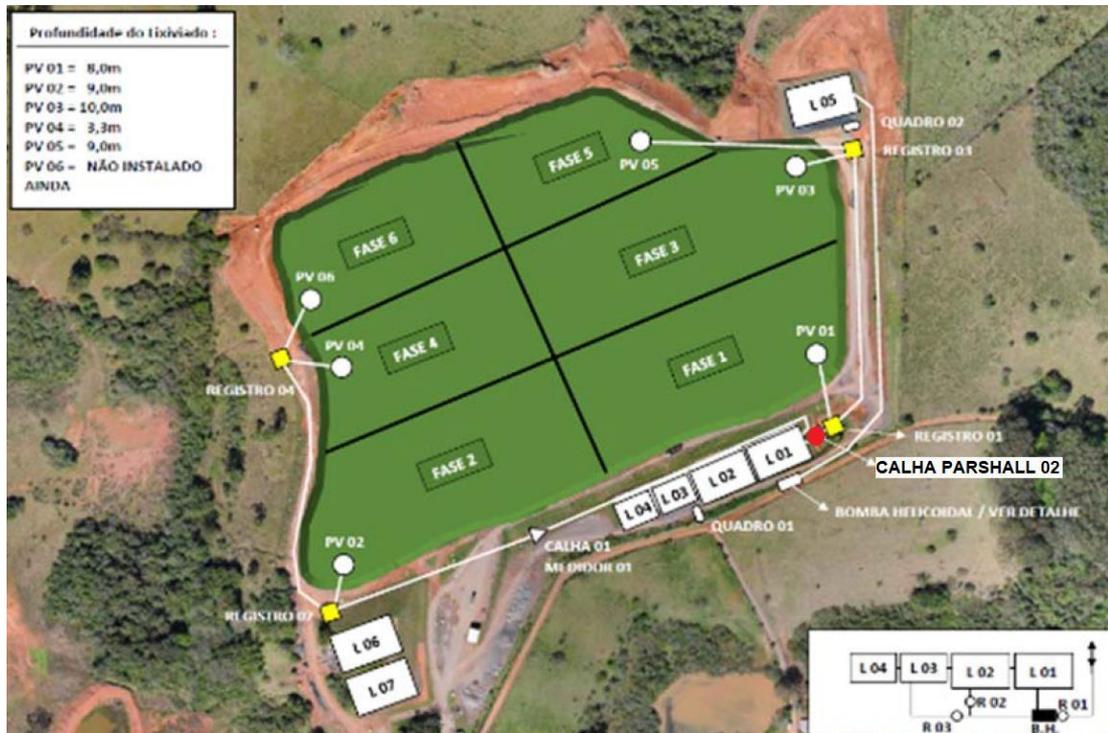
\*\*\*Valores superiores ao permitido pela CONAMA 430/2011 (20 mg/L).

Fonte: Adaptado de Gomes e Caetano, 2018a; Gomes e Caetano, 2018b;  
Gomes e Caetano, 2018c; Gomes e Caetano, 2019a; Gomes e Caetano, 2019b;  
Gomes e Caetano, 2019c.

### 3.3.2 Coleta do lixiviado para os ensaios do programa experimental

A coleta do lixiviado para os ensaios do programa experimental ocorreu na calha Parshall 02, a qual tem sua localização mostrada na Figura 25.

Figura 25 – Localização da Calha Parshall no aterro sanitário da CRVR - São Leopoldo



Fonte: UNISINOS (2019b).

Foram realizadas duas coletas, de aproximadamente 280 L de lixiviado, em recipientes que variavam de 20 L a 50 L, como mostra a Figura 26a. A coleta do lixiviado foi realizada através da submersão dos recipientes e da utilização do vertedouro da calha Parshall, como pode ser visto na Figura 26b e na Figura 26c.

Figura 26 – a) recipientes utilizados para a coleta do lixiviado; b) coleta de lixiviado através da submersão dos recipientes; c) coleta de lixiviado no vertedouro da calha Parshall.



Fonte: Fotos da autora.

O lixiviado foi coletado no tempo 0 e aos 360 dias de interação entre o concreto e este efluente. Foi necessário mais de uma coleta devido à evaporação do líquido.

### 3.3.3 Caracterização Físico-Química

A caracterização do lixiviado foi realizada conforme preconiza *Standard methods for examination of water and wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2017); os métodos utilizados estão apresentados no Quadro 7. Os ensaios foram realizados nos laboratórios de Saneamento Ambiental e no de Análises Ambientais da UNISINOS, campus São Leopoldo, aos 0, 120, 180, 300, 360 e 420 dias de interação com o concreto. A coleta foi realizada no tanque na lâmina superficial de lixiviado. Utilizou-se frascos âmbar de 1L, os quais foram armazenados em caixa de isopor refrigerados para transporte até o laboratório. Conforme o método, parte do lixiviado foi utilizado para análises que necessitam ser realizadas imediatamente e o restante foi preservado para a sua utilização até 7 dias, mantendo-se o frasco em geladeira.

Quadro 7 – Método utilizado para analisar os parâmetros do lixiviado  
(APHA/AWWA/WEF 2017)

Parâmetro	Método
Acidez	SWEWW 2310 B – <i>Acidity: Titration Method</i> , 23 <sup>rd</sup> ed.

Alcalinidade	SWEWW 2320 B – <i>Alkalinity: Titration Method</i> , 23 <sup>rd</sup> ed.
COT	SWEWW 5310 B – <i>Total Organic Carbon (TOC): High – Temperature Combustion Method</i> , 23 <sup>rd</sup> ed.
Cor	SWEWW 2120 D – <i>Color: Multi-Wavelength Method</i> , 23 <sup>rd</sup> ed.
DBO	SWEWW 5210 B – <i>Biochemical Oxygen Demand (BOD): 5-Day BOD Test</i> , 23 <sup>rd</sup> ed.
DQO	SWEWW 5220 D – <i>Chemical Oxygen Demand (COD): Closed Reflux, Colorimetric Method</i> , 23 <sup>rd</sup> ed.
N-NH <sub>3</sub>	SWEWW 4500 NH <sub>3</sub> -B, C – <i>NITROGEN (AMMONIA) Preliminary Distillation Step and Titrimetric Method</i> , 23 <sup>rd</sup> ed.
Nitrogênio Orgânico	SWEWW 4500 Norg-B - <i>Macro-Kjeldahl Method</i> , 23 <sup>rd</sup> ed.
Fósforo Total	SWEWW 4500 P-B, C – <i>PHOSPHORUS: Sample Preparation and Vanadomolybdophosphoric Acid Colorimetric Method</i> , 23 <sup>rd</sup> ed.
pH	SWEWW 4500 H+ B – <i>pH VALUE: Electrometric Method</i> , 23 <sup>rd</sup> ed.

Fonte: Elaborado pela autora.

### 3.4 ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO DOS CONCRETOS

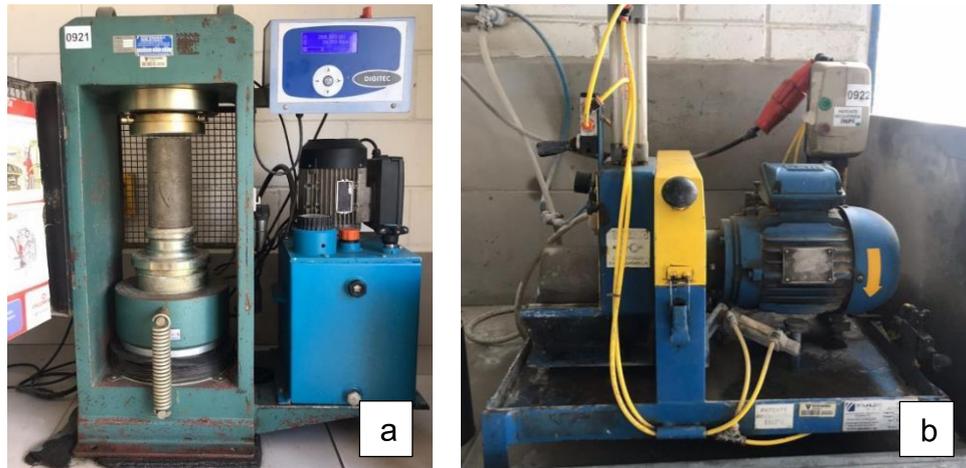
#### 3.4.1 Caracterização mecânica do concreto

Os ensaios para a caracterização do concreto em estado endurecido foram realizados nos laboratórios da UNISINOS e no laboratório de tecnologia da filial da concreteira Engemix, localizada no município de Canoas.

##### 3.4.1.1 Resistência à Compressão

Para a determinação da resistência à compressão do concreto, foi aplicada a NBR 5739 – *Concreto – Ensaio de compressão de corpos-de-prova cilíndricos* (ABNT, 2018) em CP cilíndricos de dimensões 100 mm x 200 mm e com um equipamento que atende aos requisitos descritos por essa norma, como pode ser visto na Figura 27, na qual é possível visualizar a prensa e a retífica. O ensaio foi realizado no laboratório de tecnologia da Engemix, situado na filial Canoas.

Figura 27 – Equipamentos a) prensa; b) retífica.



Fonte: Fotos da autora.

Para a análise comparativa de resistência à compressão, foram rompidos os CP, em triplicata, que ficaram submersos no lixiviado e os de referência, conforme já descrito anteriormente. Antes da prensa, os CP cilíndricos foram retificados, de modo que pudessem ter contato total com os pratos da prensa durante a aplicação de carga no momento da realização do ensaio de resistência à compressão. A Figura 28 apresenta os CP a serem rompidos. Percebe-se que aqueles que ficaram em contato com o lixiviado possuem uma coloração mais escura.

Figura 28 – CP referência e CP que estavam em contato com o lixiviado após a realização da retificação



Fonte: Foto da autora.

Este ensaio foi realizado nas idades de 30, 60, 90, 120, 180, 240, 300, 360 e 420 dias. Sendo realizado também para os CP que ficaram na calha com idade de 420 dias (com 180 dias na calha Parshall do aterro) e nas amostras que continuam

Penetron em sua composição, nas idades de 30, 60, 240, 300 e 420 (apenas ataque) dias.

#### 3.4.1.2 Índice de Vazios, Massa Específica e Absorção de Água

O ensaio de absorção de água, de índice de vazios e de massa específica foi realizado de acordo com a ABNT NBR 9778:2009 - *Argamassa e concreto endurecidos - Determinação da absorção de água, índice de vazios e massa específica* (ABNT, 2009c), na idade de 420 dias, nos exemplares atacados (com lixiviado) e nos de referência. Para concreto com agregados de tamanho até 50 mm, a norma recomenda o volume mínimo de 1500 cm<sup>3</sup> de amostra para a realização do ensaio, sendo assim, foram utilizados, três CP de 100 mm (diâmetro) x 200 mm (altura) para cada traço. Essa análise foi conduzida no Laboratório de Materiais de Construção – LMC, localizado na UNISINOS.

#### 3.4.1.3 Ensaio de Resistividade Elétrica

O ensaio de resistividade dos concretos foi realizado aos 420 dias de cura, nos concretos referência e nos que ficaram em contato com o lixiviado, conforme a ASTM G-57- *Standard test method for field measurement of soil resistivity using the Wenner Four - electrode method* (2006). Essa norma é referente à realização de resistividade de solos, mas pode ser adaptada para uso em concretos. O método para determinação da resistividade do concreto pelo método de quatro pontos de Wenner é apresentado pela RILEM TC 154-EMC: *Electrochemical techniques for measuring metallic corrosion – Test methods for on site measurement of resistivity of concrete* (RILEM, 2000).

Todas as amostras foram retiradas dos ambientes e ficaram 15 dias no interior do laboratório, para que tivessem a mesma condição de saturação. O ensaio foi realizado no LMC, realizando-se 3 leituras em cada CP, com o equipamento PROCEQ, Resipod, com 50 mm de espaçamento entre eletrodos, mostrado na Figura 29. Nela também estão presentes as amostras que foram ensaiadas, onde as de coloração mais escura são as que estavam em contato com o lixiviado e as mais claras são que estavam no tanque de cura normatizada.

Figura 29 – Equipamento e amostras para o ensaio de resistividade elétrica dos concretos.



Fonte: Foto da autora.

### 3.4.2 Caracterização química, estrutural e morfológica do concreto

#### 3.4.2.1 Fluorescência de raios x

A espectroscopia por FRX é uma técnica para análise da composição química da amostra, podendo ser qualitativa ou quantitativa, sendo necessária para esta a utilização de padrões. Os CP foram lavados com água deionizada, retirando-se a amostra de parte da superfície. Após esse procedimento, a amostra foi moída em gral de ágata. Essa análise foi realizada, qualitativamente, em espectrômetro de fluorescência de raios X por energia dispersiva, modelo EDS 720 HS, marca Shimadzu, no Laboratório de Caracterização e Valorização de Materiais (LCVMat) na UNISINOS, campus São Leopoldo.

#### 3.4.2.2 Ensaio de Microscopia Digital

As amostras retangulares serão inspecionadas através de microscópio digital, Smartzoom 5 – Zeiss, que possui magnificação de até 1010x, fato que permite a captura de imagens em 3D para verificação da rugosidade e espessura dos biofilmes e imagens em 2D com ultra resolução para investigação detalhada da superfície da

amostra. Este ensaio será realizado no laboratório do itt Fuse - UNISINOS, campus São Leopoldo. Serão analisadas as amostras aos 360 dias de cura, tanto os de referência quanto os em contato com o lixiviado, sendo realizadas a análise da deterioração da superfície e a formação do biofilme.

#### 3.4.2.3 Microscopia Eletrônica de Varredura

As observações realizadas no MEV serviram para identificar a presença de matéria orgânica recobrando a superfície do concreto. As zonas de interface entre o biofilme e o concreto também foram analisadas a fim de averiguar a mudança estrutural ou química do material. Outro aspecto importante é verificar os poros e se sua saturação com biofilme ajuda ou prejudica a penetração do lixiviado. Esse equipamento permite a visualização dos materiais, pois trabalha em escala micrométrica.

Após a retirada das amostras do lixiviado e ensaio de resistência, pequenos fragmentos da parte da superfície foram retiradas de cada amostra, sendo encaminhadas para o itt Fuse – UNISINOS.

### 3.5 ANÁLISE DE DADOS

Para a elaboração das análises, foi utilizado o Software IBM® SPSS Statistics®, versão 22. Foram elaboradas análises estatísticas, como cálculo de média, desvio-padrão e coeficiente de variação dos dados obtidos. Também sendo realizados testes de Análise de Variância (ANOVA) e Tuckey, buscando avaliar as diferenças significativas entre as matrizes estudadas. Para todas as hipóteses se considerou um intervalo de confiança de 95% ( $p < 0,05$ ).

Utilizando o SPSS versão 22, ainda se fez correlações estatísticas entre a resistência à compressão e a resistividade elétrica. Testou-se a Correlação Pearson, Spearman e Tau. O coeficiente de correlação é uma medida do tamanho de um efeito. Assim, valores de  $\pm 0,1$  representam um efeito pequeno,  $\pm 0,3$  representa um efeito médio e  $\pm 0,5$ , um efeito grande. (FIELD, 2009).

Finalmente, após a compilação dos resultados de resistência à compressão e resistividade elétrica, elaborou-se um modelo de regressão linear. Da mesma forma foi utilizado o SPSS versão 22, considerando  $p < 0,05$ .

## 4 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A seguir apresenta-se os resultados obtidos com a pesquisa. Primeiramente, faz-se a análise e discussão das características, ao longo do tempo de ensaio, do lixiviado utilizado para cura dos CP atacados. O objetivo nesse caso foi avaliar se o lixiviado mantinha, durante o período de testes, sua toxicidade. Posteriormente, são apresentados e discutidos os resultados dos CP de concreto testados, sendo realizado o comparativo entre os ambientes de curas.

### 4.1 MONITORAMENTO DO LIXIVIADO AO LONGO DO EXPERIMENTO

Conforme a seguir detalhado, o lixiviado armazenado no tanque sofreu variações ao longo do tempo de ensaio. Reinhart; Grosh (1998) descrevem que este tipo de comportamento é característico dos lixiviados provenientes da decomposição de RSU em aterros sanitários. Estes variam ao longo período, tendo influência do tempo de aterramento, forma de operação e ao tipo de composição dos resíduos presentes.

Especificamente para esta pesquisa, como o tanque de armazenamento ficou à céu aberto, houve evaporação de parte desse lixiviado. Devido a isto, no tempo 360 dias, fez-se uma nova coleta de lixiviado no aterro sanitário para completar o nível do tanque. O tanque ficou coberto de maneira que não entrava água oriundo das precipitações, no entanto, possuía orifícios que permitia a saída dos gases provenientes da evaporação.

Com isso, de uma forma geral, o se percebe nos resultados a seguir apresentados é que ao longo do ensaio, a maioria dos parâmetros do lixiviado parecem ter sido influenciados pela evaporação deste, associado a sedimentação dos sólidos do lixiviado no fundo do tanque.

Assim um aspecto importante na análise refere-se ao clima durante o ensaio. A seguir apresenta-se o Quadro 8 com esta variável ao longo de todo o experimento.

Quadro 8 – Temperaturas médias, máximas e mínimas durante o período de monitoramento.

Mês	Tempo de Monitoramento	Temp. Média (°C)	Temp. Máxima (°C)	Temp. Mínima (°C)
nov/19	T <sub>0</sub>	23	34	13
dez/19	-	25	39	13

jan/20	-	26	38	15
fev/20	-	25	38	15
mar/20	T <sub>120</sub>	25	38	17
abr/20	-	21	32	11
mai/20	T <sub>180</sub>	17	32	7
jun/20	-	17	31	6
jul/20	-	14	31	2
ago/20	-	16	31	4
set/20	T <sub>300</sub>	17	29	7
out/20	-	20	33	10
nov/20	T <sub>360</sub>	22	38	11
dez/20	-	24	37	16
jan/21	T <sub>420</sub>	26	38	17

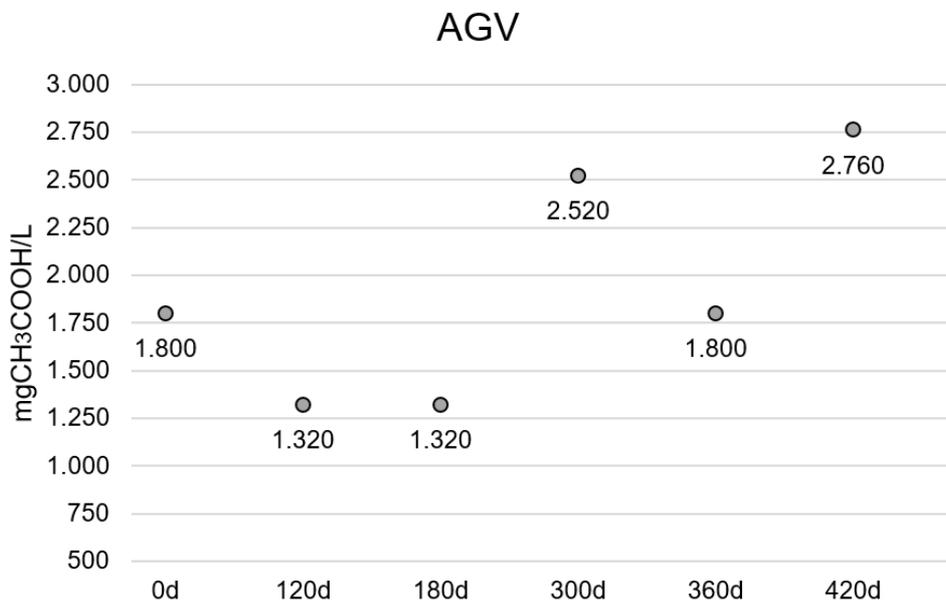
Fonte: Tempo.com (2021).

A partir destes dados de temperaturas pode-se notar que a temperatura máxima sempre ficou acima de 29 °C, fato que contribui para a evaporação do lixiviado. O parâmetro temperatura é um dos principais parâmetros na prática da engenharia sanitária ambiental, pois está diretamente ligada a eficiência dos processos biológicos empregados nos tratamentos de águas residuárias e lodos. (SILVA; OLIVEIRA, 2001). Exerce influência nos organismos, principalmente sobre crescimento e reprodução, também afeta vários parâmetros físico-químicos. (BITTENCOURT; PAULA; 2014).

#### 4.1.1 Acidez e Alcalinidade

A acidez é causada pelos ácidos minerais fortes, fracos e sais hidrolisáveis, sendo proveniente do dióxido de carbono da ocorrência da difusão da atmosfera ou dos processos biológicos de degradação de material orgânico. (SILVA e OLIVEIRA, 2001). Os resultados deste parâmetro estão apresentados no gráfico presente na Figura 30.

Figura 30 – Gráfico apresentando a concentração de AGV ao longo do tempo de monitoramento.



Legenda: T<sub>0</sub> e T<sub>360</sub> – colocado lixiviado novo no reservatório utilizado para imersão dos CP atacados

Fonte: Elaborado pela autora.

A acidez iniciou com concentração de 1800 mg CH<sub>3</sub>COOH/L, e posteriormente ficou entre 1.320mg/L e 2.760mg/L, tendo comportamento variado durante o experimento. A queda deste parâmetro aos 120 e 180 dias pode ser explicada pela dissolução das reservas alcalinas presentes da matriz cimentícia. E aos 300 dias houve uma evaporação expressiva no tanque, resultando na concentrações das substâncias presentes no lixiviado. Aos 360 dias adicionou-se mais efluente, diluindo e diminuindo a acidez. Seguindo o comportamento já verificado anteriormente, no período do verão de 2020 (T<sub>360</sub> e T<sub>420</sub>), devido a elevada evaporação do lixiviado, houve novo aumento dos parâmetros de acidez.

A elevada evaporação pode ter ocorrido devido ao processo de digestão anaeróbia, que se constitui em uma estabilização biológica complexa, onde um consorcio de microrganismos, na ausência de oxigênio, transforma compostos orgânicos complexos em produtos mais simples como metano e gás carbônico. (CASSINE et al., 2003).

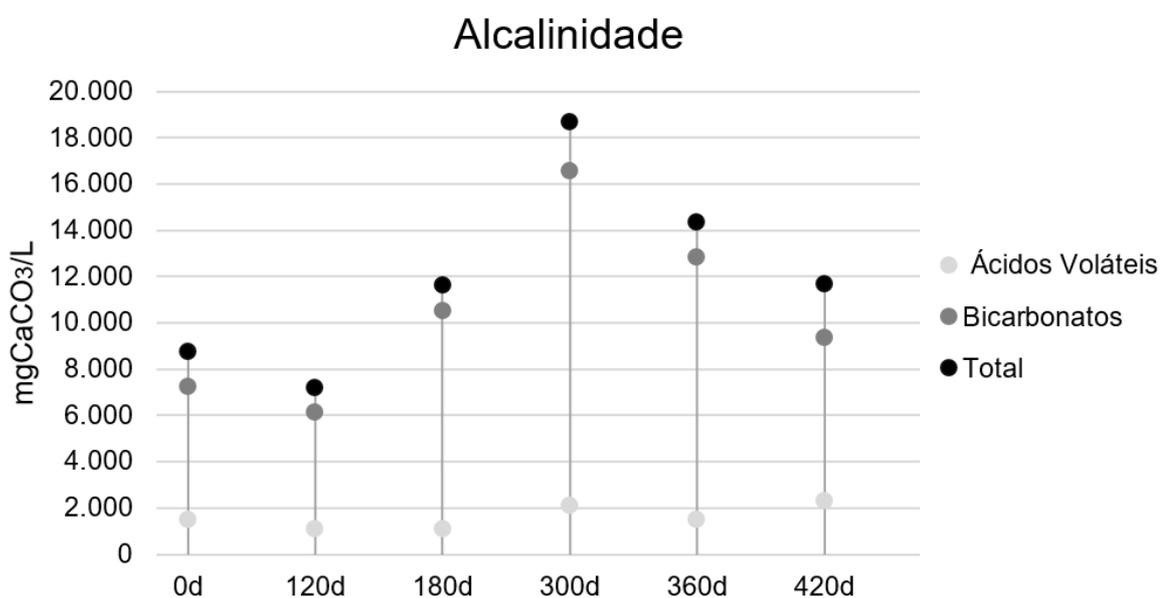
Além da evaporação, este comportamento está relacionado as etapas de degradação, embora não seja possível fazer uma correlação precisa entre a fase de degradação dos resíduos sólidos no aterro sanitário (já que a coleta do lixiviado foi

realizada no Calha Parshall que recebe lixiviados de diversas fases deste aterro sanitário) e o comportamento da acidez apresentado na Figura 33 anterior. De qualquer forma, no tanque de armazenamento utilizado para os ensaios, continuam as fases de degradação do lixiviado, o que justifica esta variabilidade apresentada da acidez. Conforme Gomes (1995), inicialmente a fase de hidrólise, refere-se à transformação de compostos orgânicos complexos, tais como carboidratos, proteínas e lipídeos; em unidades mais simples como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos. Na sequência, a acidogênese está relacionada a fermentação destas substâncias mais simples originando ácidos orgânicos, álcoois e gases como hidrogênio e dióxido de carbono.

De acordo com Ferreira (2010), baixos valores de acidez apresentados pelo lixiviado está ligado aos altos valores de pH. Pois quando a concentração deste parâmetro é menor, o pH aumenta e o sistema dióxido de carbono – bicarbonato torna-se predominante. Monteiro (2003) afirma que em altos níveis de pH, o íon hidroxila pode torna-se inibidor e, portanto, a acidez atua como antagonista, reduzindo a alcalinidade do meio.

A maior parte da alcalinidade total é composta por carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos. Podendo ser somadas parcelas referentes a boratos, fosfatos, silicatos, e outras bases. (SILVA; OLIVEIRA, 2001; METCALF; EDDY, 2016). Os valores encontrados para esse parâmetro está apresentado na Figura 31.

Figura 31 – Gráfico que mostra as concentrações das Alcalinidades à ácidos voláteis, à bicarbonatos e total ao longo do tempo.



Legenda: T<sub>0</sub> e T<sub>360</sub> – colocado lixiviado novo no reservatório utilizado para imersão dos CP atacados.

Fonte: Elaborado pela autora.

A alcalinidade total apresentou variação entre 7.200 e 18.650 mgCaCO<sub>3</sub>/L, sendo que aos 120 dias apresentou decréscimo e depois foi aumentando conforme o lixiviado evaporava. Aos 360 dias adicionou-se efluente ao tanque, o que justifica a diminuição em sua concentração apresentada na Figura 34.

Estas concentrações de alcalinidade total são similares ao relatado por Dai-Prá (2018) em estudo realizado no mesmo aterro sanitário, ou seja, valores entre 6.779 e 16.690 mgCaCO<sub>3</sub>/L. Estão acima, no entanto, dos valores mais prováveis especificados no estudo de Souto e Povinelli (2007), que indicaram a faixa máxima de 750 a 11.400 mgCaCO<sub>3</sub>/L, e faixa mais provável de 750 a 7.100 mgCaCO<sub>3</sub>/L. Da mesma forma, superiores aos dados publicados por Naveen *et al.* (2017) – 11.000 mgCaCO<sub>3</sub>/L.

KAWAHIGASHI *et al.* (2014) analisaram o lixiviado do aterro sanitário da cidade de Rolândia – PR, que está em operação há 11 anos caracterizando-se por recalcitrância, tendo baixa relação Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO/DQO e elevados valores de cor, DQO e concentração de nitrogênio. A alcalinidade do lixiviado obtida por KAWAHIGASHI *et al.* (2014) foi igual a 4.238 mgCaCO<sub>3</sub>/L, valor inferior do que os encontrados nesta caracterização.

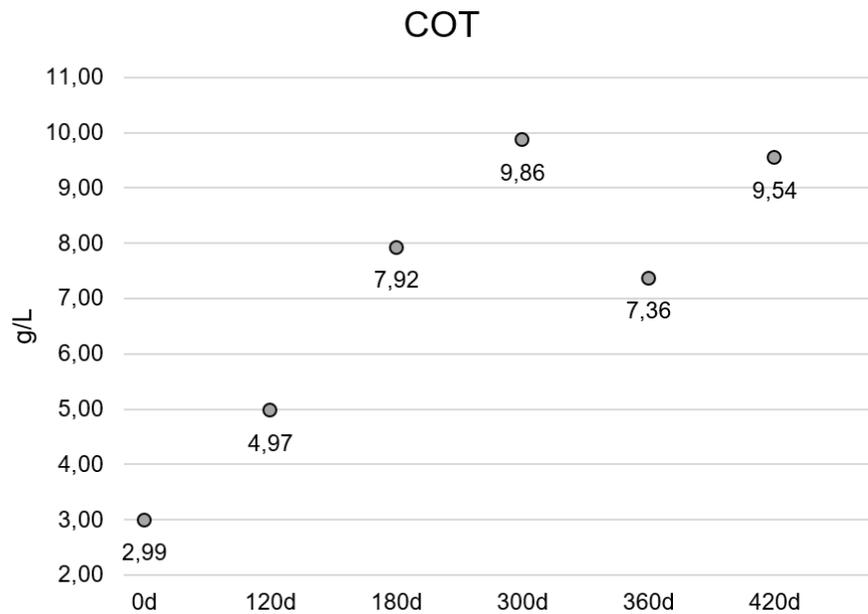
Os concretos possuem pH interno na faixa de 12,6 a 13,6 (ORTOLAN, 2015), pois possuem em sua composição hidróxido de cálcio, substância altamente solúvel, que atua como reserva alcalina em sua estrutura. Este pode ter se solubilizado no tanque, aumentando assim a alcalinidade do lixiviado.

Embora essa seja uma possibilidade de justificativa para estas variações, o fato é que as concentrações do lixiviado do aterro sanitário da CRVR, local estudo de caso desta pesquisa, possui concentrações superiores as faixas mais prováveis dos aterros sanitários nacionais publicados. Não apenas para alcalinidade e acidez, mas para os outros parâmetros físico-químicos, conforme pode ser observado nas análises a seguir de cada parâmetro monitorado neste estudo.

#### 4.1.2 COT

O parâmetro de COT pode ser um método para medir as características de poluição e, em alguns casos, se relaciona com os valores de DBO e de DQO, no mesmo efluente. (METCALF; EDDY, 2016). Os dados encontrados para este parâmetro estão apresentados no gráfico presente na Figura 32.

Figura 32- Gráfico das concentrações de COT ao longo do tempo.



Legenda: T<sub>0</sub> e T<sub>360</sub> – colocado lixiviado novo no reservatório utilizado para imersão dos CP atacados.

Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados variaram de 2,99 a 9,86 g/L, sendo visível que as concentrações aumentavam de acordo com a diminuição do nível do efluente no tanque, devido à evaporação. Assim, como a coleta da amostra para análise ocorria na superfície do tanque, este aumento das concentrações pode estar associado com a evaporação do lixiviado associada a precipitação dos sólidos suspensos no fundo do reservatório. Já aos 360 dias, por causa do acréscimo de lixiviado oriundo do aterro, tem-se o decréscimo de 2,5g/L, indicando a diluição do COT, aos 420 dias esse continua a tendência de aumentar sua concentração.

KAWAHIGASHI *et al.* (2014) realizou o ensaio de COT, obtendo 0,813 g/L em sua amostra de lixiviado. Estando próximo aos valores citados por Silva (2007) que apresentou concentração de COT em torno de  $0,594 \pm 0,240$  g/L. Valores bem

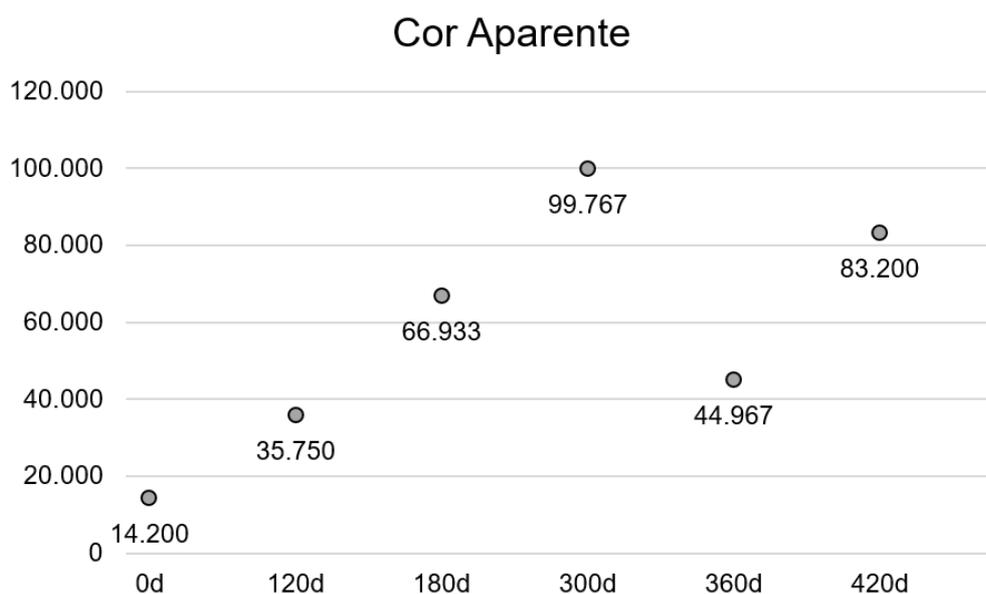
inferiores aos apresentados pelo lixiviado da CRVR – SL durante a duração do experimento.

#### 4.1.3 Cor

O parâmetro de cor aparente é utilizado para avaliar a presença de matéria orgânica recalcitrante em lixiviados. (QUEIROZ *et al.*, 2011). Da mesma forma, Porto *et al.* (2019) destaca que elevada cor indica a presença de compostos recalcitrantes.

Os ácidos húmicos são substâncias com alto peso molecular, que apresentam coloração que varia de amarelo ao preto. (STEVENSON, 1982). Estes compostos estão diretamente ligados a coloração do lixiviado, sendo os resultados de cor aparente apresentados na Figura 33.

Figura 33 – Gráfico da cor aparente apresentada pelo lixiviado ao longo do experimento.



Legenda: T<sub>0</sub> e T<sub>360</sub> – colocado lixiviado novo no reservatório utilizado para imersão dos CP atacados.

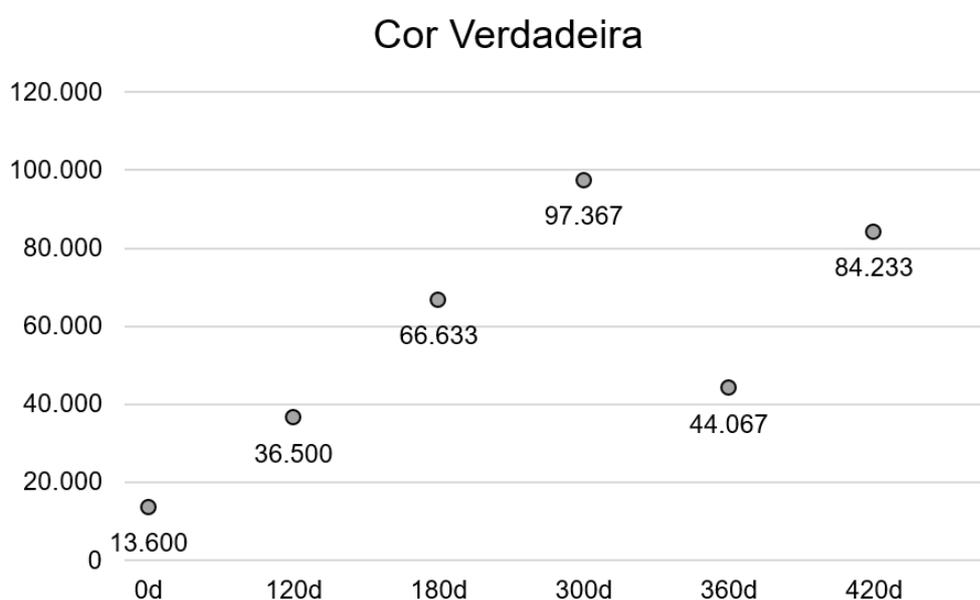
Fonte: Elaborado pela autora.

A cor do lixiviado no tempo 0 ficou próxima do máximo apresentado no estudo de Schoenell (2013), no qual os valores de cor aparente apresentados pelo lixiviado variou de 2014 a 14163 mg/L Pt/Co. Entretanto, posteriormente, devido a evaporação e precipitação dos sólidos, pode ter havido a concentração da matéria contida em solução, elevando os valores apresentados na cor. Aos 360 dias com a adição de

lixiviado novo ao tanque, onde continham as amostras de concreto, nota-se a diminuição da cor que é causada pela diluição da solução. Aos 420 dias a concentração torna a subir devido ao mesmo fenômeno identificado no início do experimento.

Além da cor aparente, também avaliou-se a cor verdadeira, estando os valores obtidos para este parâmetro apresentados na Figura 34.

Figura 34 - Gráfico da cor verdadeira apresentada pelo lixiviado ao longo do experimento.



Legenda:  $T_0$  e  $T_{360}$  – colocado lixiviado novo no reservatório utilizado para imersão dos CP atacados.

Fonte: Elaborado pela autora.

A cor verdadeira apresentou o mesmo comportamento que a cor aparente, pois do tempo 0 ao tempo de 300 dias teve o aumento constante desse parâmetro, por causa da evaporação. Já aos 360 dias foram diluídos com a colocação de mais lixiviado no tanque e aos 420 dias a concentração do líquido volta a ocorrer.

Estudos relacionados a cor do lixiviado são bastante abordados na literatura. Schons, Gomes e Miranda (2018) adicionaram 2% de lixiviado no esgoto sanitário resultou no aumento de 233% na cor verdadeira (totalizando 828,73 mg Pt/L) e 226% na cor aparente (1.760 mg Pt/L). A pesquisa realizada por Fontana, Hassemer e Córdova (2016) caracterizou o lixiviado do aterro sanitário, com idade de 10 anos e que recebe demanda de duas cidades do Litoral Centro-Norte de Santa Catarina. Este

apresentou cor Aparente de 1.291 mg Pt/L com desvio padrão igual a 210 e cor verdadeira de 1.017 mg Pt/L e desvio padrão de 0,474. Os autores concluíram que os resultados de cor aparente são 26,9% superior a cor verdadeira. Percentual muito superior ao deste estudo, onde a cor aparente inicial do lixiviado foi apenas 4,4% maior que a cor verdadeira no tempo 0.

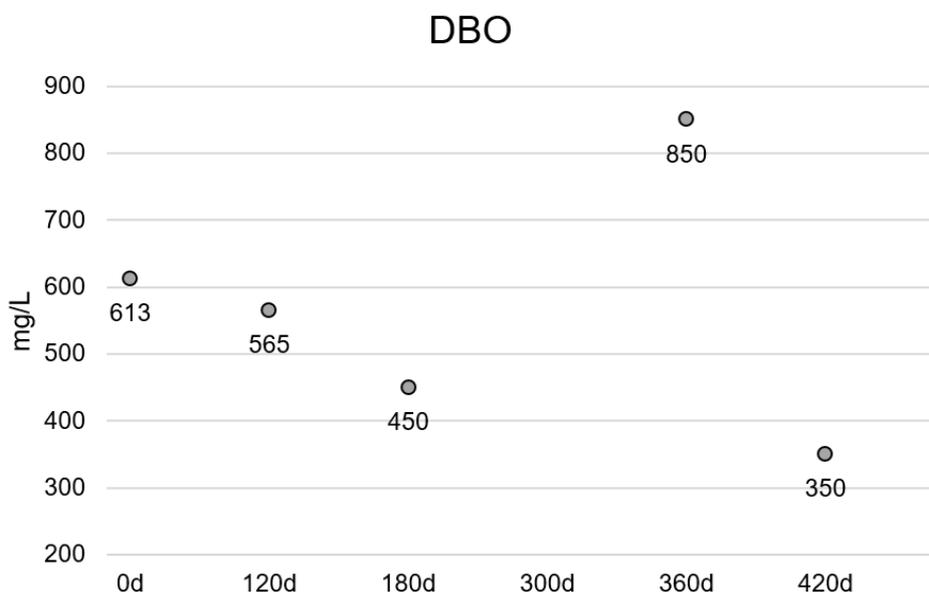
Já a cor verdadeira apresentada pelo lixiviado avaliado por Dantas *et al.* (2018), proveniente do aterro sanitário de João Pessoa-PB, ficou na faixa de 3.582 mg Pt/L e 3.620 mg Pt/L, com média igual a 3601 mg Pt/L, valores quase 4x menor que o inicial apresentado pela amostra analisada. Valor próximo ao encontrado por KAWAHIGASHI *et al.* (2014), que obtiveram cor verdadeira de 4.180 mg Pt/L no lixiviado de um aterro com idade de 11 anos localizado em Rolândia - PR.

E, por fim, Seewald (2013) obteve grandes variações de cor em sua pesquisa no aterro de São Leopoldo - RS, já que a cor aparente variou de 14.163 mg Pt/L a 2.014 mg Pt/L e a cor verdadeira de 12.857 mg Pt/L a 1.072 mg Pt/L. Sendo os valores menores justificados pela ocorrência de chuvas nos dias anteriores às coletas. Os valores superiores encontrados por Seewald (2013) estão bem próximos aos iniciais deste estudo.

#### **4.1.4 Matéria Orgânica**

A Figura 35 está apresentando o gráfico com os valores encontrados para DBO nos tempos 0, 120, 180, 360 e 420 dias. No tempo 300 dias, não foi possível a determinação desta concentração.

Figura 35 – Gráfico das concentrações de DBO apresentadas pelo lixiviado ao longo da interação.



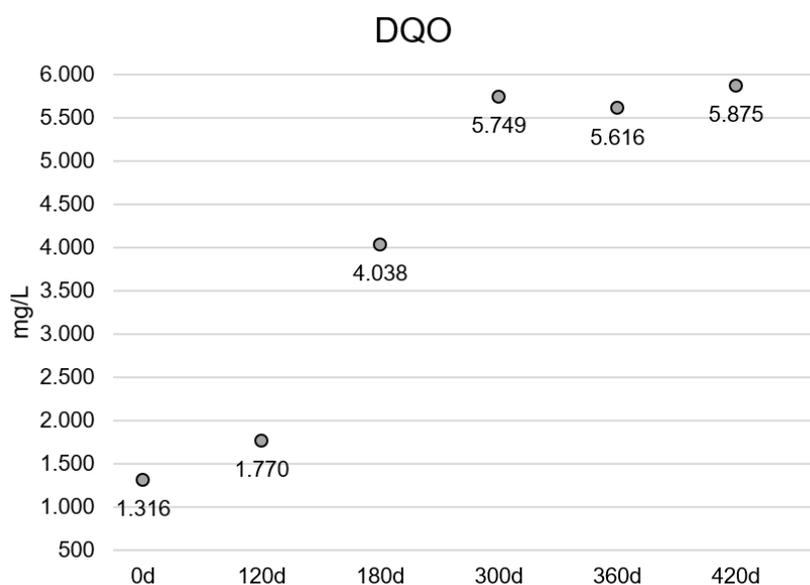
Legenda: T<sub>0</sub> e T<sub>360</sub> – colocado lixiviado novo no reservatório utilizado para imersão dos CP atacados.

Fonte: Elaborado pela autora.

A redução da DBO ao longo do tempo, conforme esperado, é justificada devido ao consumo da matéria orgânica biodegradável pelos microrganismos. Já, no tempo 360 dias, o valor de DBO refere-se ao ingresso de lixiviado novo no sistema. As concentrações de DBO em lixiviados são variáveis conforme a fase da degradação, estão coerentes com os valores obtidos nesta Figura 38. Dai-Pra (2018), verificou faixa de DBO variando entre 620 e 3160 mg/L para o aterro sanitário da CRVR em São Leopoldo. Indo ao encontro o valor máximo próximo ao citado por Naveen et al. (2017) de 3.000 mg/L e aos citados por Lange e Amaral (2009) apresentam valores de DBO na faixa de 115 a 7830 mg/L. Diferente do valor apresentado por Fontana, Hassemer e Córdova (2016), os quais obtiveram DBO igual a 623 mg/L, estando próximo da média deste estudo (565,6 mg/L). Já KAWAHIGASHI *et al.* (2014) obtiveram DBO igual a 55 mg/L, sendo característica do aterro pelo seu tempo de operação (11 anos). E as amostras de Silva (2007) atingiram DBO em torno de 450 ±254 mg/L (aterro em fase de transição).

Já com relação a DQO, as concentrações obtidas para este parâmetro ao longo do tempo que o concreto ficou em contato com o lixiviado estão apresentadas na Figura 36.

Figura 36 - Gráfico das concentrações de DQO apresentadas pelo lixiviado ao longo do tempo.



Legenda:  $T_0$  e  $T_{360}$  – colocado lixiviado novo no reservatório utilizado para imersão dos CP atacados.

Fonte: Elaborado pela autora.

Este estudo apresentou concentrações de DQO que variou entre 1.316 e 5.875 mg/L, com média de 4.061 mg/L. Este comportamento ocorreu devido a evaporação de lixiviado, que resultou na concentração deste contaminante conforme passava o tempo. Aos 360 dias foi adicionado lixiviado novo ao tanque, o que, diferentemente de outros parâmetros, provocou baixa variabilidade entre a concentração de 300 dias e 420 dias de monitoramento.

Os valores são diferentes dos obtidos por Gomes e Caetano, onde o aterro sanitário da CRVR – SL apresentou valores de DQO entre 3.712 e 16.884 mg/L, ao estudo realizado por Dai-Prá (2018), que os valores ficaram na faixa de 3.053 e 9.085 mg/L, e também ao de Dantas *et al.* (2018), pois o valor da média obtida por eles foi de 8431 mg/L.

O valor mínimo ficou próximo ao citado por Lange e Amaral (2009), que obtiveram valores de DQO entre 1.319 e 9.777 mg/L no aterro de São Leopoldo – RS. Outras análises que também tiveram valores parecidos foi o de Fontana, Hassemer e Córdova (2016), que apresentou média de DQO igual a 1.671 mg/L e desvio padrão de 148, e de Kawahigashi *et al.* (2014), que foi igual a 1.819, valor apresentado pelo aterro de Rolândia – PR.

Já os máximos apresentados pelo lixiviado estão próximos aos de Gomes e Caetano (2010), que verificaram valores na faixa de 152 a 5700 mg/L em presidente Lucena –RS, e ao de Seewald (2013), no qual a DQO do lixiviado bruto variou entre 416 e 4.769 mg/L. Já o aterro estudado por SILVA (2007), que estava em fase de transição, obteve resultados que diferem dos demais, tendo quantidade de DQO total em torno de  $2502 \pm 1072$  mg/L.

Outro parâmetro que é calculado para a caracterização dos lixiviados dos aterros é a relação DBO/DQO, ele é um indicador do nível de degradação biológica do efluente. Os aterros novos possuem relação DBO/DQO na faixa de 0,4 a 0,5, valores semelhantes aos apresentados pelos esgotos sanitários, enquanto que em aterros antigos esta relação é menor do que 0,1. Isso deve-se ao fato que uma fração considerável da DQO corresponde aos ácidos graxos voláteis (AGV) que se degradam com o tempo. (KJELDSEN, 2002).

Valores de relações de DBO e DQO acima de 0,5 são apresentados por aterros de resíduos novos, com grande potencial de degradação. Já quando encontram-se entre 0,1 e 0,5 o aterro se encontra na fase de metanogênese estável, com menor potencial de degradação. (ABREU; VILAR, 2017; BARLAZ et al., 2010; KJELDSEN et al., 2002; NAVEEN et al., 2017).

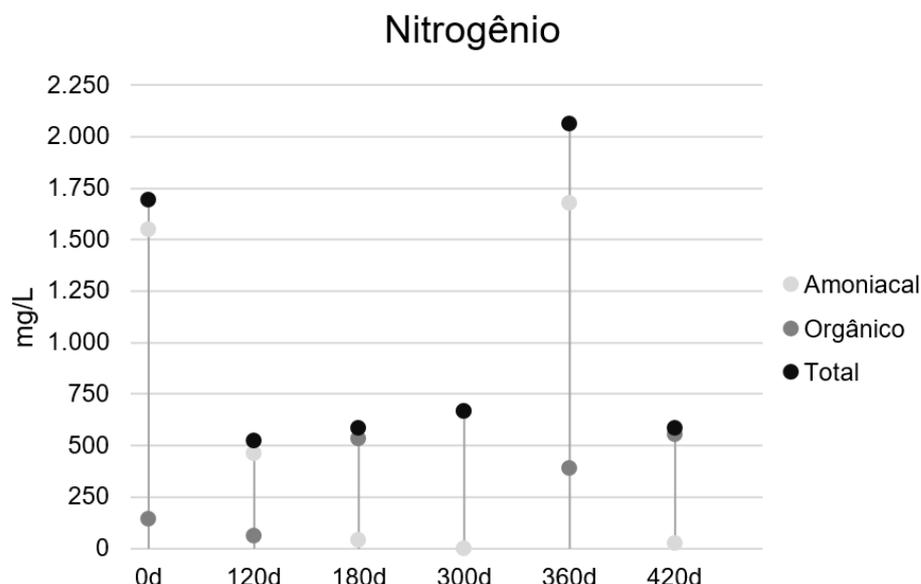
O valor de DBO/DQO inicial ficou igual a 0,233, sendo característico da fase metanogênese estável. Ficando próximo dos valores descritos por Abreu e Vilar (2017) que obtiveram em seu estudo relações entre 0,14 e 0,22 considerando resíduos bem degradados. No estudo realizado por Dai-Prá os valores de DBO/DQO ficaram na faixa de 0,069 e 0,644, sendo a média igual a 0,316.

Valores inferiores foram apresentados pelo lixiviado utilizado no experimento de Porto et al. (2019) que foi classificado como antigo devido à baixa biodegradabilidade (0,08). Sendo próximo ao apresentado por Kawahigashi et al. (2014), que apresentou relação igual a 0,03, característico de um aterro que possuía 11 anos de operação. Na pesquisa de Seewald (2013), realizada no aterro gerenciado pela SL Ambiental (São Leopoldo – RS) que já estava com suas atividades encerradas, esta relação variou entre 0,09 e 0,32.

#### 4.1.6 Nitrogênio

Os valores encontrados para Nitrogênio Amoniacal, orgânico e total estão apresentados na Figura 37.

Figura 37 – Gráfico apresentando os níveis de nitrogênio amoniacal, orgânico e total apresentados ao longo do tempo pelo lixiviado.



Legenda:  $T_0$  e  $T_{360}$  – colocado lixiviado novo no reservatório utilizado para imersão dos CP atacados

Fonte: Elaborado pela autora.

Devido a evaporação do lixiviado, houve a redução da concentração de nitrogênio amoniacal e, conseqüentemente, total no lixiviado. Este comportamento foi decrescente até chegar a concentração 0 aos 300 dias, aos 360 dias houve a adição de lixiviado novo, obtendo-se o aumento e depois a diminuição novamente.

No trabalho realizado por SILVA (2007), o processo de volatilização pode ter sido responsável de forma predominante, pela remoção da amônia, chegando a faixas de 75 a 98%, influenciado pelas condições de pH superior a 8,0, em temperaturas do meio líquido entre 22 e 28°C. Conforme Caetano (2009), a remoção das concentrações de nitrogênio amoniacal pode ocorrer por “stripping” da amônia. Esse fenômeno pode estar associado a evaporação do lixiviado identificada neste experimento. Já o Nitrogênio orgânico sofre influencia da evaporação, o que causa a sua concentração e diluição com o acréscimo do lixiviado aos 360 dias.

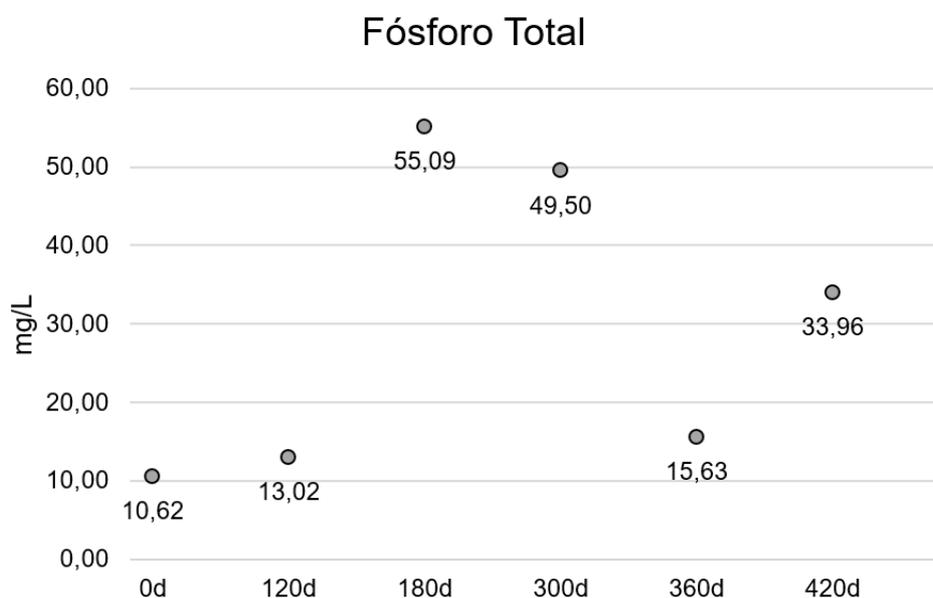
Kawahigashi *et al.* (2014) analisaram o lixiviado de um aterro de 1 anos de operação, obtendo concentração de nitrogênio amoniacal de 859 mg/L, valor inferior ao tempo 0 e 360 dias, quando houve o acréscimo de lixiviado ao tanque.

No histórico levantado com os dados dos anos de 2018 e 2019 de Gomes e Caetano, o aterro da CRVR – SL demonstrou máxima concentração de nitrogênio igual a 3.841 mg/L e mínima de 2.162 mg/L. Verificando-se que o valor mínimo do histórico está próximo ao máximo obtido no experimento. Valor inferior ao obtido por Kawahigashi *et al.* (2014), que foi de 997 mg/L para o NTK.

#### 4.1.7 Fósforo Total

O Fósforo pode ser proveniente de diversas origens, durante o experimento foi feito sua determinação, estando os resultados apresentados na Figura 38.

Figura 38 – Gráfico das concentrações de fósforo total apresentados pelo lixiviado ao decorrer do ensaio de interação.



Legenda: T<sub>0</sub> e T<sub>360</sub> – colocado lixiviado novo no reservatório utilizado para imersão dos CP atacados.

Fonte: Elaborado pela autora.

O fósforo teve comportamento parecido aos da cor aparente e cor verdadeira, pois iniciou com o valor mais baixo (10,62 mg/L) e obteve acréscimo ao longo do tempo, sendo que aos 360 dias também baixou e depois sua concentração retornou a subir. Essa reação também pode ser explicada pelo mecanismo de evaporação

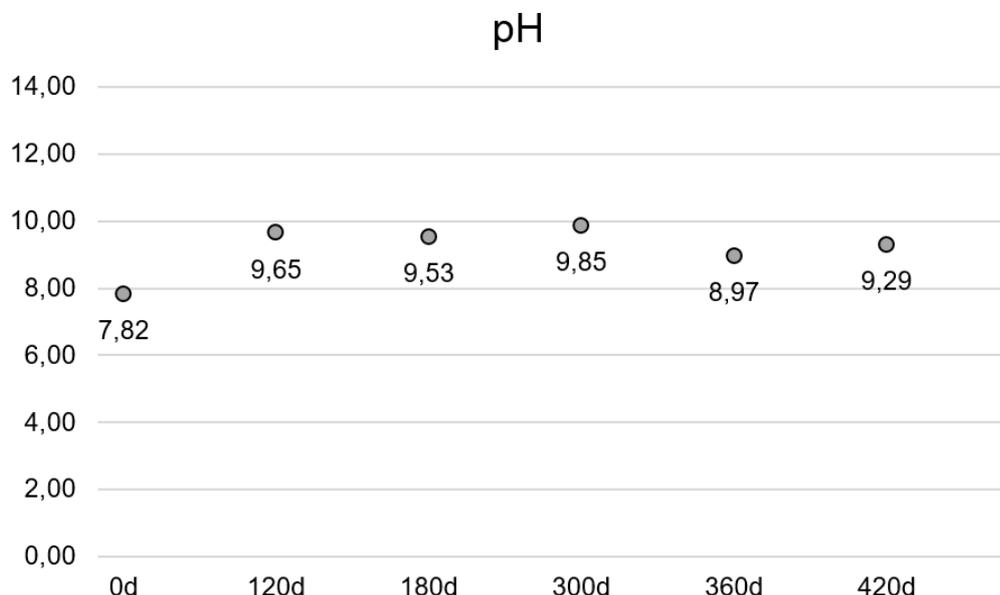
seguido por diluição. O único ponto que exibiu disparidade foi o obtido as 180 dias, pois a concentração desta data ficou superior à da idade de 300 dias.

O fósforo total do lixiviado no tempo 0 apresentou concentrações médias em torno de 10,6 mg/L, estando acima do encontrado por Dia *et al.* (2018), que foi igual a 4,89 mg/L, e inferior ao de Méndez *et al.* (2002), que obteve 45,5 mg/L, e Silva (2007), sendo os valores de entrada (ponto P1) foram em média de  $40,6 \pm 17,8$  mg/L. Já Vieira *et al.* (2020) obteve concentrações médias em torno de 10,7 mg/L, valor bem próximo ao deste estudo, afirmando que essas diferenças estão, possivelmente, relacionadas as características do resíduo e aos modos de operação do aterro.

#### 4.1.6 pH

Outro parâmetro essencial para a avaliação de substâncias é o pH, sendo que este variou na faixa de 7,82 a 9,85, como está apresentado na Figura 39, o que representa o acréscimo de 25,5% ao longo dos 420 dias de monitoramento.

Figura 39 – gráfico do pH ao decorrer do tempo de ensaio.



Legenda: T<sub>0</sub> e T<sub>360</sub> – colocado lixiviado novo no reservatório utilizado para imersão dos CP atacados.

Fonte: Elaborado pela autora.

Estes valores se diferenciam dos apresentados nas pesquisas de Dai-Prá (2018) – 7,3 a 8,65, Naveen *et al.* (2017) – 7,5, Gomes e Caetano (2010) – 6,1 a 7,40, Barlaz *et al.* (2010) – 5,6 a 8,1 e Souto e Povinelli (2007) – 5,7 a 8,6, onde são

encontrados valores menores e uma maior amplitude deste parâmetro nos aterros sanitários.

No experimento realizado por Fontana, Hassemer e Córdova (2016), em lixiviado de aterro com 10 anos de operação, o pH apresentou valor de 8,01, com desvio padrão de 0,11. Estando este parecido com o encontrado por Seewald (2013), onde o valor variou de 8,0 a 8,8. Já Kawahigashi et al. (2014), obtiveram o pH mais próximo do experimento, sendo igual a 9,1, oriundo de um aterro de 11 anos de idade. Porto et al. (2019) comenta que quando o lixiviado é classificado como antigo, tende a apresentar, dentre outros aspectos, o pH alcalino.

De acordo com Segato e Silva (2000), os valores de pH apresentados pelo lixiviado durante o estudo demonstra que não está na fase acidogênica, ou de fermentação ácida, que é caracterizada por valores de pH baixos. Este efluente se encontra em uma segunda fase, a de fermentação metanogênicas, onde ocorre a decomposição dos produtos de fermentação ácida que são convertidos em metano ( $\text{CH}_4$ ), substâncias húmicas e água.

O Acréscimo do pH pode ser relacionado a solubilização do hidróxido de sódio presente na solução da matriz cimentícia, pois o pH interno dos concreto é mais alcalino que o lixiviado. Como exemplo, pode-se citar o trabalho elaborado por Ortolan (2015), onde o valor do pH da solução do poro variou entre 13,6 e 12,6. Cabe o comentário de que os valores do pH variam conforme uma escala logarítmica. Assim, uma variação unitária no valor do pH corresponde a uma redução de dez vezes na concentração de íons  $\text{OH}^-$  da solução. (ORTOLAN, 2015).

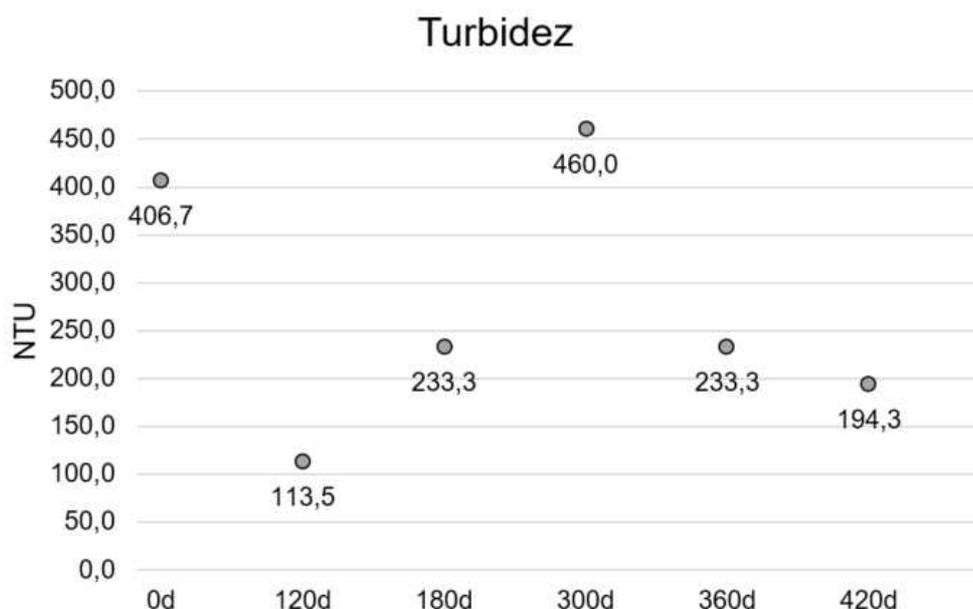
No tempo de 360 dias nota-se a diminuição do pH, fato que pode ser explicado pela colocação de mais lixiviado no tanque, causando a diluição deste líquido.

Segundo os autores Marquez-Peñaranda e Sanchez (2016) e Sarray (2013), o pH é um parâmetro de extrema importância, pois com a ocorrência de sua redução pode causar um ataque ácido no concreto. Esse fenômeno acaba por dissolver compostos presentes na pasta de cimento. A alteração do pH ocorre devido a ação de bactérias que podem ocasionar tanto a acidificação do meio quanto a alcalinização, causando assim a desagregação do concreto levando a danos nas estruturas. (MARQUEZPEÑARANDA; SANCHEZ, 2016, SARRAY 2013.).

#### 4.1.6 Turbidez

A turbidez está ligada diretamente a intensidade da luz refletida pelo lixiviado, estando os resultados apresentados na Figura 40.

Figura 40- Gráfico de Turbidez apresentada pelo lixiviado ao decorrer do estudo.



Legenda:  $T_0$  e  $T_{360}$  – colocado lixiviado novo no reservatório utilizado para imersão dos CP atacados.

Fonte: Elaborado pela autora.

Nota-se que o valor inicial alto e depois ele tem um decréscimo elevado, devido a decantação do material em suspensão, e volta a subir ao passar do tempo, chegando ao máximo (460 NTU) aos 300 dias, por causa do aumento da concentração ocasionado pela evaporação do líquido. Depois é acrescentado mais lixiviado ao tanque e tem-se o decréscimo da turbidez pela diluição, e aos 420 dias o parâmetro torna a diminuir pela decantação.

A Turbidez deste estudo na grande parte do tempo ficou acima da apresentada por Fontana, Hassemer e Córdova (2016) pois em seu experimento obtiveram média de 163 NTU, com desvio padrão de 31. O mesmo ocorreu em relação a Seewald (2013), em seu estudo em um aterro já com as operações encerradas, a turbidez encontrada variou de 18 a 50,6 NTU.

#### 4.1.7 Considerações finais sobre o monitoramento do lixiviado no tanque

O objetivo de manter um ambiente agressivo para exposição dos CP de concreto, buscando uma simulação de uma área contaminada por disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, foi alcançado. O monitoramento do lixiviado depositado no tanque de cura para o CP Ataque mostrou que o efluente manteve seu grau de contaminação, conforme esperado. Verificou-se que, as variações físico-químicas encontradas, são decorrentes do processo de degradação do lixiviado, processo de evaporação ao longo do tempo e alguma influência da solução do poro dos CP de concreto imersos no tanque. A seguir, considerações finais deste monitoramento:

- As concentrações de acidez e de alcalinidade e o valor de pH foram influenciados pela solubilização do hidróxido de cálcio presente nos poros dos concretos. Este fenômeno parece ter causado o aumento da alcalinidade e do pH, e diminuindo acidez aos 120 dias de ensaio. Posteriormente, estes parâmetros sofreram concentração através da evaporação;
- O parâmetro de DBO apresentou constante queda em suas concentrações, tendo esse valor acrescido apenas quando foi adicionado um volume de lixiviado novo ao tanque. Este fato ocorreu devido ao processo de biodegradação do lixiviado;
- O nitrogênio amoniacal também apresentou quedas acentuadas, estando as maiores concentrações identificadas nos tempos 0 e 360 dias, sendo as idades que foram colocadas as coletas de lixiviado no tanque. Este parâmetro sofreu o processo de “Stripping” que é caracterizado pelo desprendimento das moléculas de amônia para a atmosfera;
- A turbidez demonstrou decréscimo também no ensaio aos 120 dias, sendo indicado essa ocorrência devido a decantação dos materiais em suspensão. Pois na primeira amostra o líquido estava homogêneo, por causa da coleta e do transporte. Já ao passar do tempo ele ficou estático no tanque. Estima-se, então que, ao transcorrer os demais ensaios o lixiviado foi evaporando e os materiais em suspensão foram se concentrando, aumentando a turbidez.

## 4.2 ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO DOS CONCRETOS

### 4.2.1 Resistência à compressão

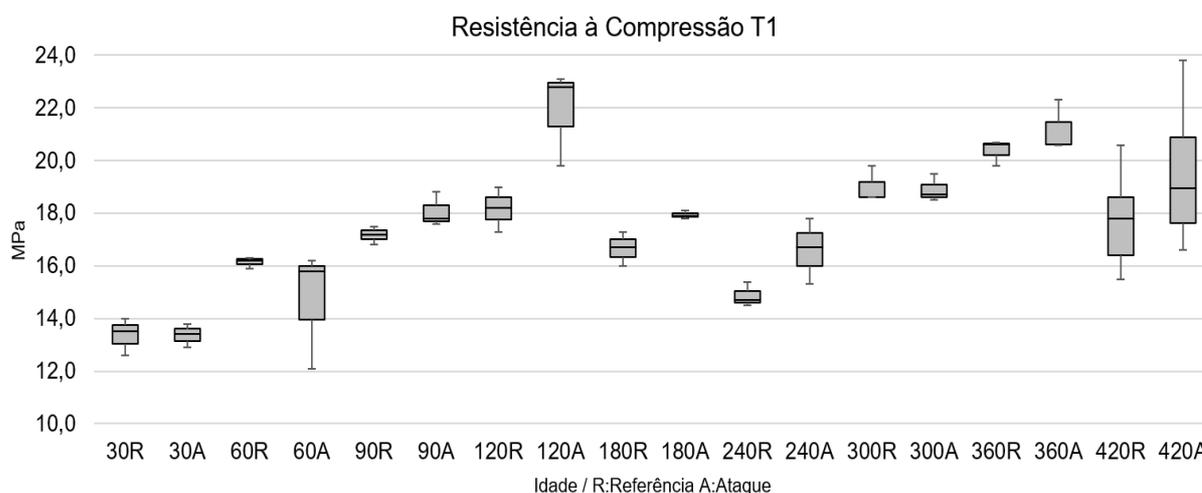
#### 4.2.1.1 Comparação entre amostras referências e atacados

A comparação entre os CP foi avaliada considerando as seguintes variáveis: influência do tempo de cura, influência do traço utilizado e valores de resistência a compressão entre CP referência e atacados. Utilizou-se o teste ANOVA e Tuckey ( $p > 0,05$ ) para possibilitar uma comparação estatística.

##### 4.2.1.1.1. Apresentação dos resultados de resistência a compressão

Os resultados obtidos nos ensaios de resistência à compressão dos CP de T1 nos dois ambientes estão expostos na Figura 41.

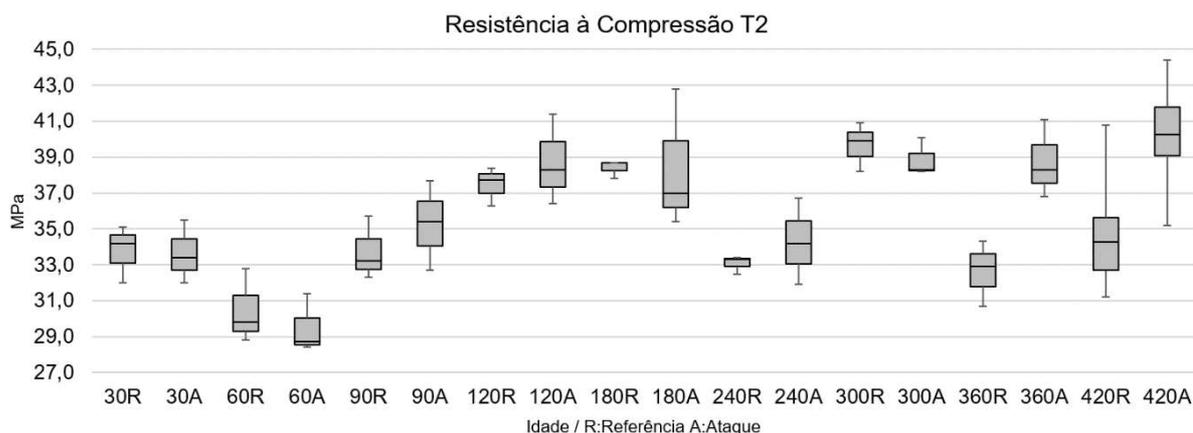
Figura 41 – Gráfico das resistências à compressão apresentadas pelo exemplares do T1 ao longo do tempo, no ambiente de ataque (A) e referência (R).



Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados obtidos nos ensaios de resistência à compressão dos CP de T2 nos ambientes referência e ataque estão expostos na Figura 42.

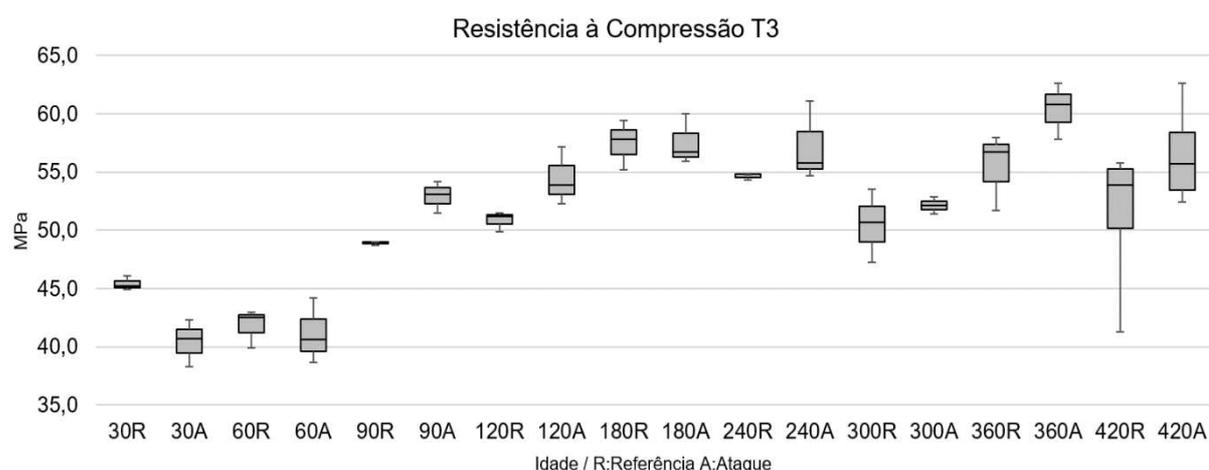
Figura 42 – Gráfico das resistências à compressão apresentadas pelo exemplares do T2 ao longo do tempo, no ambiente de ataque (A) e referência (R).



Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados de resistência à compressão de T3, nos dois ambientes de cura, estão apresentados na Figura 43.

Figura 43 – Gráfico das resistências à compressão apresentadas pelo exemplares do T3 ao longo do tempo, no ambiente de ataque (A) e referência (R).



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4.2.1.1.2. Influência do tempo de cura da resistência a compressão

As análises estatísticas para verificação da influência do tempo de cura e os resultados de resistência do concreto nos diferentes ambientes estão resumidas no Quadro 9.

Quadro 9 – Resultados do teste ANOVA e Tuckey para a verificação se o tempo de cura influencia nos resultados de cada traço nos ambientes distintos.

Traço	Ambiente	Significância
-------	----------	---------------

T1	Referência	Comparando todos os tempos de cura, utilizando o teste ANOVA, verifica-se há diferenças significativas entre os tempos ( $p = 0,000$ ). De acordo com o teste de Tuckey, os CP rompidos com 30 dias são significativamente diferentes dos CP rompidos com 90 dias, 120 dias, 180 dias, 300 dias, 360 dias e 420 dias.
T1	Ataque	Comparando todos os tempos de cura, utilizando o teste ANOVA, verifica-se há diferenças significativas entre os tempos ( $p = 0,000$ ). O teste de Tuckey revela que os CP rompidos com 30 dias são significativamente diferentes dos CP rompidos com 90 dias, 120 dias, 300 dias, 360 dias e 420 dias.
T2	Referência	Comparando todos os tempos de cura, utilizando o teste ANOVA, verifica-se há diferenças significativas entre os tempos ( $p = 0,000$ ). O teste de Tuckey mostra que os CP rompidos com 300 dias são significativamente diferentes dos CP rompidos com 30 dias, 60 dias, 90 dias, 240 dias, 360 dias e 420 dias.
T2	Ataque	Comparando todos os tempos de cura, utilizando o teste ANOVA, verifica-se há diferenças significativas entre os tempos ( $p = 0,000$ ). Como demonstra o teste de Tuckey, os CP rompidos com 60 dias são significativamente diferentes dos CP ensaiados com 120 dias, 180 dias, 300 dias, 360 dias e 420 dias.
T3	Referência	Comparando todos os tempos de cura, utilizando o teste ANOVA, verifica-se há diferenças significativas entre os tempos ( $p = 0,000$ ). O teste de Tuckey mostra que os CP rompidos com 60 dias são significativamente diferentes dos CP rompidos com 120 dias, 180 dias, 240 dias, 360 dias e 420 dias.
T3	Ataque	Comparando todos os tempos de cura, utilizando o teste ANOVA, verifica-se há diferenças significativas entre os tempos ( $p = 0,000$ ). De acordo com o teste de Tuckey, os CP rompidos com 30 dias são significativamente diferentes dos CP rompidos com 90 dias, 120 dias, 180 dias, 240 dias, 300 dias, 360 dias e 420 dias.

Fonte: Elaborado pela autora.

De acordo com o esperado e conforme os testes ANOVA e Tuckey realizados, para T1, T2 e T3 nos diferentes ambientes, há diferenças significativas ( $p = 0,000$ ) entre os diversos tempos de cura avaliados. De forma geral, de acordo com o teste de Tuckey, os valores de resistência a compressão dos exemplares rompidos nos tempos iniciais de cura são significativamente inferiores daqueles rompidos após 120 dias de cura. Ou seja, o tempo de cura influencia nos resultados de resistência de

todos os traços e ambientes. Esta análise e resultado é importante na definição de que os resultados dos CP devem ser avaliados separadamente por tempo de cura.

#### 4.2.1.1.3. Influência do traço nos valores da resistência a compressão

Conhecendo que os tempos de curas iniciais e finais são diferentes estatisticamente, para os valores de resistência a compressão, a influência dos traços (T1, T2 e T3) foram obtidas e avaliadas considerando os tempos 30 e 420 dias. Estes resultados estão apresentados no Quadro 10.

Quadro 10 – Teste ANOVA e Tuckey entre T1, T2 e T3, em cada ambiente.

Tempo (dias)	Ambiente	Significância
30	Referência	Para 30 dias de cura dos CPs referência, há diferenças significativas ( $p = 0,000$ ) comparando T1, T2 e T3.
30	Ataque	Para 30 dias de cura dos CP ataque, há diferenças significativas ( $p = 0,000$ ) comparando T1, T2 e T3.
420	Referência	Para 420 dias de cura dos CP referência, há diferenças significativas ( $p = 0,000$ ) comparando T1, T2 e T3.
420	Ataque	Para 420 dias de cura dos CP ataque, há diferenças significativas ( $p = 0,000$ ) comparando T1, T2 e T3.

Fonte: Elaborado pela autora.

O teste ANOVA, para os tempos 30 e 420 dias de cura, nos dois ambientes testados, revelou que há diferenças significativas ( $p = 0,000$ ) quando são comparados T1, T2 e T3. Ou seja, as resistências são significativamente diferentes entre as amostras dos traços testados. O teste de Tuckey mostrou que essas diferenças significativas são obtidas comparando os valores de T1 *versus* T2 ( $p = 0,000$ ), T2 *versus* T3 ( $p = 0,000$ ) e T1 *versus* T3 ( $p = 0,000$ ). Desta maneira, para correta avaliação do comportamento dos CP atacado e referência, além de uma avaliação considerando os diferentes tempos de cura, também deve ser considerado os diferentes traços.

#### 4.2.1.1.4. Comparação entre o comportamento do CP Referência e CP Ataque

A partir das análises estatísticas apresentadas e analisadas no itens anteriores 4.2.1.1.2 e 4.2.1.1.3, a seguir apresenta-se a avaliação o comportamento entre os CP referência e ataque quanto a resistência a compressão.

Após a realização do teste ANOVA entre os dois ambientes, cura normatizada e em ataque, em cada idade para o T1, os dados foram compilados no Quadro 11.

Quadro 11 – Teste ANOVA entre os ambientes para cada idade de T1.

Tempo (dias)	Teste ANOVA ( $p > 0,05$ )
30	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 1,000$ ) no tempo de 30 dias
60	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,336$ ) no tempo de 60 dias
90	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,100$ ) no tempo de 90 dias
120	Há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,033$ ) no tempo de 120 dias
180	Há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,030$ ) no tempo de 180 dias.
240	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,088$ ) no tempo de 240 dias
300	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,852$ ) no tempo de 300 dias
360	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,365$ ) no tempo de 360 dias
420	Há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,017$ ) no tempo de 420 dias.

Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme teste ANOVA não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque para T1 nos tempos 30, 60, 90, 240, 300 e 360 dias, Desta forma, o ambiente de cura não influenciou nos resultados para T1 nestes tempos de cura. Resultados contrários aos demonstrados pelo teste nos tempos de cura 120, 180 e 420 dias.

Na idade de 120 dias o ambiente de cura influenciou nos resultados para T1, sendo que a média das resistências das amostras referências totalizou 18,2 MPa (+/-

0,9), enquanto para as que encontravam em ataque, a média foi 21,9 MPa (+/- 1,6). Comportamento semelhante aos apresentados aos 180 dias de cura, quando a média das resistências dos CP referência foi igual a 16,7 MPa (+/- 0,7), enquanto para os CP que estavam em ataque, a média foi 17,9 MPa (+/- 0,2).

O teste ANOVA também revelou diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque no tempo de cura 420 dias. Nesta idade a média das resistências dos exemplares referência foi 17,7 MPa (+/- 1,6), e a dos exemplares em ataque ficou igual a 19,4 MPa (+/- 2,1). Demonstrando assim, que nesses 3 tempos (120, 180 e 420 dias) as resistências dos concretos que estavam submetidos ao ataque ficaram superior aos que estavam no ambiente controlado.

As amostras que ficaram no ambiente em ataque, não ficaram sempre saturados, pois ocorreu a evaporação do lixiviado. Sendo assim, parte do tempo eles ficaram parcialmente submersos e em contato com os gases provenientes do lixiviado. Por isso, aos 360 dias de interação realizou-se a coleta de mais efluente que foi adicionado ao tanque. Entretanto, mesmo com essa medida os exemplares continuavam apresentando interior totalmente seco. Indicando assim, a presença de uma camada que agia como barreira para a penetração do lixiviado nos concretos.

Neste cenário, estes resultados podem ser função da umidade dos CP, já que em alguns momentos os CPS atacados não ficaram totalmente submersos. Devido a isto, para o tempo 420 dias, antes dos rompimentos, estes CP foram inseridos em um tanque com água por 24h, afim de verificar se seria possível a saturação deles. No momento dos testes de rompimento, os referências estavam 100% saturados e os do ambiente em ataque aos 420 dias, mesmo tendo ficado em um tanque com água, estavam com o seu interior em condição seca, como mostra a Figura 44. Lopes *et al.* (2011) constata em sua pesquisa que as resistências a compressão dos CP de concreto rompidos com diferentes umidades apresentavam valores distintos. E, conforme Silva et al (2014), quando todo o procedimento de cura é realizado em condição seca, os resultados de resistência à compressão destas amostras são inferiores aos curados em condição saturada. Entretanto, quando somente a condição de ensaio é sem a saturação do concreto, observa-se que os resultados dos CP rompidos na condição seca apresentaram resultados superiores aos rompidos na condição úmida.

Adicionalmente, visualmente nota-se que o lixiviado penetrou o concreto 25 mm nas partes laterais e 40 mm na parte inferior e superior. É possível verificar essa penetração na figura a seguir.

Figura 44 – CP T1 do ambiente ataque após o rompimento.



Fonte: Foto da autora.

A condição de interior seco foi observada ao longo dos ensaios das amostras que estavam em contato com o lixiviado, demonstrando que mesmo com a adição de mais líquido ao tanque o concreto continuava sem saturação na sua parte interna. Este resultado pode estar relacionado a presença de um biofilme superficial nas amostras atacadas formado pela presença de lixiviado. Visualmente, parece haver algum tipo de película fina na superfície, o que influenciou até na coloração do CP, conforme já relatado no capítulo de metodologia.

Quando o material cimentício fica em contato com efluentes a tendência é a formação de um biofilme sobre a amostra, como citado na pesquisa de Druga *et al.* (2018), onde as superfícies das argamassas apresentaram a formação de biofilme após a exposição a águas residuais de clarificador primário e do lodo ativado. Sendo identificada a presença de um biofilme fino, que não cobriu totalmente o material. No estudo realizado por Lors *et al.* (2018) a argamassa composta por cimento Portland também apresentou a formação de biofilme, com população bacteriana total com cerca de:  $6,2 \times 10^{07}$  de bactérias / g de biofilme, quando foi exposta ao esgoto.

Por outro lado, a penetração percebida visualmente, identifica que as condições internas do concreto foram alteradas. De acordo com a NBR 9778 (ABNT 2005), a absorção de água por imersão é um “processo pelo qual a água é conduzida e tende a ocupar os poros permeáveis de um corpo sólido poroso”. Com base nisso, pode-se dizer que a penetração de água no concreto pode causar danos a sua vida útil, a durabilidade estrutural é diretamente determinada pelo controle da entrada da água no concreto.

A distribuição e os tamanhos dos poros é o fator responsável pela conectividade dentro dos tipos de processos de transporte baseados em difusão. (VINCKE *et al.*, 2002). Conseqüentemente, novas formulações de concreto foram criadas para melhorar esses parâmetros, alcançando assim melhorias significativas na durabilidade. (HERISSON *et al.*, 2017).

O teste ANOVA também foi realizado para T2, considerando os dois ambiente de cura, referência e ataque, em cada idade. Estes testes estão apresentados no Quadro 12.

Quadro 12 – Teste ANOVA entre os ambientes para cada idade de T2.

Tempo (dias)	Significância
30	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,927$ ) no tempo 30 dias
60	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,563$ ) no tempo 60 dias
90	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,434$ ) no tempo 90 dias
120	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,479$ ) no tempo 120 dias
180	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 1,000$ ) no tempo 180 dias
240	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,444$ ) no tempo 240 dias
300	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,469$ ) no tempo 300 dias
360	Há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,020$ ) no tempo 360 dias.

420	Há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,017$ ) no tempo 420 dias.
-----	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Fonte: Elaborado pela autora.

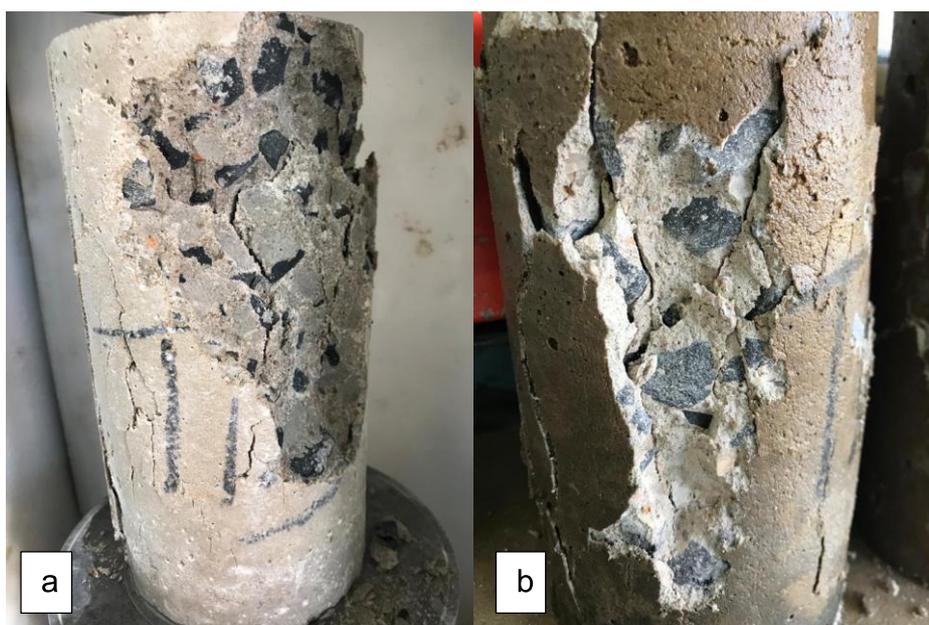
Com base no teste ANOVA, não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque nos tempos 30, 60, 90, 120, 180 e 240 dias. Pode-se dizer que o ambiente de cura não influenciou nos resultados para T2 nestas idades de ensaios.

Notou-se diferença significativa nos tempos 360 e 420 dias. No tempo de 360 dias a média das resistências à compressão das amostras referência foi 32,6 MPa (+/- 1,8), enquanto que para as amostras em ataque, a média foi 38,7 MPa (+/- 2,2), estando o concreto em ataque com valores de resistência superior ao em cura normatizada. Resultados semelhantes aos do tempo de 420 dias, quando a média das resistências dos referência foi 43,6 MPa (+/- 2,8), e os CP em ataque obtiveram média de 40,6 MPa (+/- 2,6).

O T2 apresentou comportamento similar os T1, entretanto, após o rompimento não notou-se a penetração do lixiviado, ficando apenas em uma camada superficial, como mostra a Figura 45.

Figura 45 – Amostras logo após o ensaio de resistência à compressão aos 420 dias:

- a) T2R totalmente saturado. b) T2A com apenas a superfície molhada e interior seco.



Fonte: Foto da autora.

Para o Traço T2 os CP que estavam em condição seca (atacados) obtiveram resistência à compressão média 5,5 % maior do que os rompidos em condição saturada. Com relação a penetração do lixiviado, percebe-se aqui uma diferença em relação ao T1. Isso é devido as composições dos traços, pois quanto maior for a quantidade de cimento e menor for a relação a/c, maior é a resistência e também menor são as quantidades de poros na amostra. Essa relação pode ser realizadas nestes concretos, principalmente, por ter sido utilizados os mesmos materiais para confeccioná-los.

Similar ao Traço T1, no T2 também é possível concluir acerca da possibilidade da formação de um biofilme que preencheu a superfície e os poros dos concretos, verificando-se visualmente, que esse pode ter contribuído para que não houvesse praticamente penetração do lixiviado no CP. A hipótese neste caso é exatamente o traço. Pois conforme Andrade e Tutikian (2011), as fases que compõe um concreto são a sólida, em que predominam o silicato de cálcio hidratado (C-S-H); a líquida, formada pela água; e os vazios, oriundos do ar incorporado (vazios capilares e poros), sendo que, a fase sólida é a de maior importância para a resistência. Os vazios presentes no concreto são nocivos ao ganho de resistência, do mesmo modo que prejudicam a vida útil das estruturas.

Essas variáveis podem ser relacionadas, apontando que maiores valores de resistência mecânica à compressão podem se relacionar com melhores desempenhos frente à penetração de íons cloreto, dada a menor existência de vazios em seu interior. (MEHTA, MONTEIRO, 2014).

Analisou-se também o traço T3, através do teste ANOVA, avaliando os diferentes tipos de ambiente, em cada idade. Estas análises estão resumidas no Quadro 13.

Quadro 13- Teste ANOVA entre os ambientes para cada idade de T3.

Tempo (dias)	Significância
30	Há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,015$ ) aos 30 dias.
60	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,753$ ) aos 60 dias.
90	Há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,007$ ) aos 90 dias.

120	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,077$ ) aos 120 dias.
180	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,971$ ) aos 180 dias
240	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,265$ ) aos 240 dias
300	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,538$ ) aos 300 dias
360	Não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,107$ ) aos 360 dias
420	Há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque ( $p = 0,004$ ) aos 420 dias.

Fonte: Elaborado pela autora.

O ambiente de cura não influenciou nos resultados de T3 nos tempos 60, 120, 180, 300 e 360 dias, sendo que, de acordo com o teste ANOVA, não há diferenças significativas entre os ambientes de cura referência e ataque nestas idades.

O teste ANOVA desmostra que há diferença entre as resistências à compressão dos concretos dos diferentes ambientes nos tempos 30, 90 e 420 para T3. No tempo 30 dias foi a única vez que a média da resistência à compressão do referência ficou superior ao concreto em ataque, sendo, respectivamente, iguais a 45,5 MPa (+/- 0,6) e 40,4 MPa (+/- 2,0).

O ambiente de cura influenciou nos resultados para T3 nos tempos de 90 e 420 dias. Aos 90 dias a média das resistências das amostras referência foi 48,9 MPa (+/- 0,2), e as das em ataque, a média foi 52,9 MPa (+/- 1,4). Comportamento parecido aos resultados obtidos aos 420 dias, quando a média das resistências do ambiente referência foi 52,0 MPa (+/- 4,5), e do ataque, a média foi 56,3 MPa (+/- 3,2). Estando a média da ambiente ataque superior ao ambiente referência.

O traço T3 apresentou comportamento similar ao T2, em que os valores obtidos nos exemplares utilizados como referência foram inferiores aos que estavam em contato com o lixiviado. A condição interna dos concretos estão sendo mostradas na Figura 46.

Figura 46 – CP aos 420 dias de cura após o rompimento: a) T3R com seu interior totalmente saturado. b) T3A com o interior em condição seca.



Fonte: Foto da autora.

Cabe neste momento descrever uma compilação dos aspectos que podem ter influenciado na resistência a compressão dos CP atacados e referências. Assim:

*a) Questão da umidade dos CP:*

A umidade interna visualizada nos CP referência pode ter influenciado na resistência a compressão destes se comparados aos CP atacados. E isto aplicado para todos os traços testados (T1, T2 e T3). Esta condição foi pesquisada e afirmada por Lopes et al. (2011) e Silva et al (2014) em suas pesquisas.

*b) Procedimento de moldagem dos CP e execução de ensaios:*

Embora a escolha da pesquisa por fazer a moldagem e rompimento dos CP em um ambiente em que este tipo de controle de qualidade é padronizado e usual, há incertezas de medição que são fatores diretos e podem influenciar nos ensaios. Segundo Sousa (2006), pode ser assumido que os procedimentos de ensaio têm grande influência no resultado de resistência à compressão e que a variabilidade do concreto não pode ser atribuída um único fator. A diferença gerada pelos procedimentos adotados pode chegar a 33 % entre um procedimento e outro.

Neste cenário, observa-se uma influência significativa nos resultados de resistência à compressão, que atualmente é o critério usado para que seja constatada a conformidade do concreto. (SOUSA, 2006).

*c) Potencial formação de biofilme:*

Nota-se que o lixiviado parece ter formado uma barreira que impediu a entrada da água, devida a presença de biofilme entorno e nos poros do concreto, exercendo função parecida a citada por Melo (2017). Conforme o autor, é muito usual a aplicação de produtos sobre o concreto para evitar a perda de água, através da formação de membranas de cura no concreto. Esses materiais selantes não são tão eficientes quanto o processo de aplicação de água, mas a umidade fica fechada entre a superfície do concreto e o material selante, o que ocasiona uma menor eficiência no processo da cura.

No caso desta pesquisa, embora não foi possível dimensionar esse biofilme, estima-se que, com base nas pesquisas de Druga et al. (2018) e Lors et al. (2018) este material se formou, alterando as características das amostras.

*d) Influência do lixiviado na resistência à compressão dos CP:*

Foram realizados 27 ensaios (9 idades para T1, T2 e T2), destes, 19 apresentaram resultados significativamente iguais, 1 a condição em ataque ficou inferior ao CP referência (T3 aos 30 dias), e em 7 ocasiões a resistência à compressão dos que estavam em ataque foi superior aos que estavam na cura referência. Sendo que a partir dos 120 dias de cura o tanque com lixiviado começou a diminuir seu nível, não garantindo assim a completa submersão das amostras. E mesmo com a adição do lixiviado, os CP continuaram apresentando interior seco após a ruptura.

Para T1 a resistência à compressão de T1A foi superior a T1R nas idades de 120, 120 e 240, com percentuais de 20,3, 7,2 e 9,6%, respectivamente. Para T2 a resistência demonstrou o mesmo comportamento, sendo apenas nas idades de 360 e 420, com percentuais de 18,7 e 7,4%. No entanto, o T3 aos 30 dias T3R apresentou média de resistência 12,6% superior a T3A, e nas idades de 90 e 420 dias apresentou resultados similares à T1 e T2, com percentuais de 8,2 e 8,3%, respectivamente.

Ou seja, de todos os ensaios realizados de resistência à compressão nos CP de concreto, em 70,37% as amostras do tanque de cura utilizado como referência e o que continha lixiviado apresentaram resultados significativamente iguais. Em 25,92% desses ensaios as amostras atacadas obtiveram resultados superiores às denominadas referências. E em apenas 3,71% os exemplares referências atingiram resistência a compressão superior aos em ataque.

Sendo assim, estima-se que o lixiviado não interferiu negativamente na resistência do concreto, pois na maioria dos ensaios os resultados obtidos, nos dois

ambientes, se comportaram de forma similar. É notável que o lixiviado alterou a superfície do concreto, impedindo que a matriz seja penetrada por líquidos. Fato que resultou na condição seca durante o ensaio, sendo este o principal indício causador do aumento da resistência nos exemplares que estavam no tanque com o lixiviado.

Esses resultados são contrários aos mencionados no estudo realizado por Kozubal (2019), onde ele diagnosticou a perda de 20 a 50% na resistência à compressão de concretos que estavam em solo contaminada. No entanto, estes valores de diminuição do desempenho foram obtidos apenas 33 anos após a interação com os agentes agressivos.

Comportamento similar ao encontrado por Manzur *et al.* (2016), que fizeram uma pesquisa utilizando argamassas de cimento Portland em contato por 180 dias com águas de curtumes, nela continham vários produtos químicos, como sulfatos, cloretos e amônio. Após este período, os autores identificaram a diminuição da área superficial e da resistência. Sendo assim, a análise de argamassas no estudo de Manzur *et al.* (2016) obteve resultados de degradação mais evidentes, quando comparados com os deste trabalho, que foram analisados CP de concreto com dimensões superiores em contato com lixiviado de RSU.

No estudo realizado por Druga *et al.* (2018) a espessura média da camada deteriorada no material confeccionado com cimento Portland foi igual a 95 mm nas amostras que estavam expostas a lodo ativado. Duas zonas de degradação puderam ser observadas nos materiais, uma zona de erosão, na qual os agregados insolúveis (quartzo) maiores são deixados, projetando-se para fora; e uma zona de transição da uma camada quimicamente degradada com uma resistência mecânica mais baixa, em que o pH aumenta continuamente até atingir o valor do material do núcleo não danificado. (DRUGA, *et al.*, 2018).

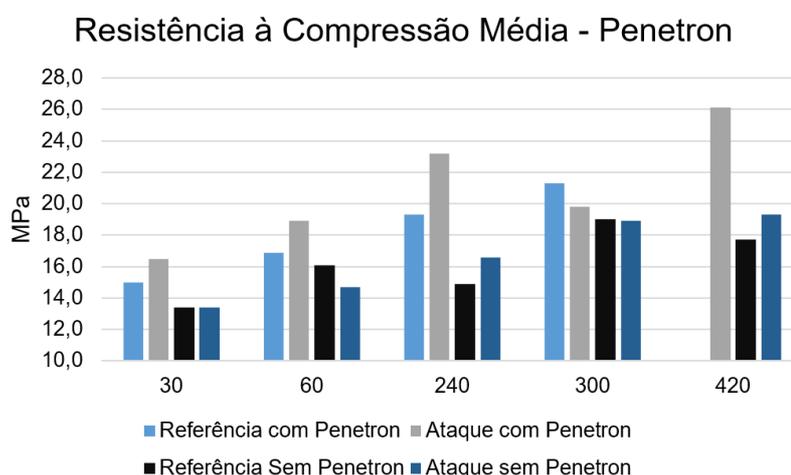
Ao encontro dos resultados, tem-se o estudo realizado por Hoppe Filho *et al.* (2014), pois nele o concreto, mesmo apresentando degradação visível, não apresentou alterações no seu comportamento mecânico. O valor obtido no ensaio de resistência a compressão foi igual a 42 MPa na idade de 15 anos, aproximadamente, estando 90,91% acima do exigido. As informações obtidas indicam que a resistência à compressão de projeto da ETE foi de 22 MPa aos 28 dias. Portanto, através da resistência à compressão alcançada, apesar da degradação superficial visível, pode-se afirmar que o ambiente não gerou alterações no comportamento mecânico,

independentemente da presença, ou não, de etringita secundária e/ou gipsita provenientes do ataque por ácido sulfúrico biogênico. (HOPPE FILHO *et al.*, 2014)

#### 4.2.1.2 Comparação entre amostras T1 com e sem Penetron

Aos 30, 60, 240, 300 e 420 dias de cura foram ensaiados as amostras que continham Penetron em sua composição, sendo empregado em 0,8% em relação a massa de cimento utilizada em cada traço. A média dos resultados obtidos de T1 nos dois ambientes, com e sem a adição de Penetron estão apresentadas na Figura 47.

Figura 47 – Gráfico da média das resistências obtidas por T1 com e sem a adição de Penetron nos ambientes referência e ataque.



Fonte: Elaborado pela autora.

De maneira complementar, verificou-se se a presença de penetron influenciou a resistência à compressão nos diferentes ambientes. Realizou-se a análise por meio do teste ANOVA, estando os dados apresentados no Quadro 14.

Quadro 14 – Teste ANOVA para os diferentes ambientes entre os concretos com e sem a adição de Penetron – T1.

Ambiente	Tempo (dias)	Significância
Referência	30	Não há diferenças significativas utilizando ou não o Penetron ( $p = 0,592$ ) para os CP do ambiente referência e tempo de cura 30 dias.
Ataque	30	Há diferenças significativas entre os concretos com e sem Penetron na cura ataque no tempo 30 ( $p = 0,011$ ).

Referência	60	Não há diferenças significativas utilizando ou não o Penetron ( $p = 0,060$ ) para os CP referência e tempo de cura 60 dias.
Ataque	60	Não há diferenças significativas utilizando ou não o Penetron ( $p = 0,099$ ) para os CP referência e tempo de cura 60 dias.
Referência	240	Há diferenças significativas entre os concretos com e sem Penetron na cura referência no tempo 240 ( $p = 0,001$ ).
Ataque	240	Há diferenças significativas entre os concretos com e sem Penetron na cura ataque no tempo 240 ( $p = 0,007$ ).
Referência	300	Não há diferenças significativas utilizando ou não o Penetron ( $p = 0,103$ ) para os CP referência e tempo de cura 300 dias.
Ataque	300	Não há diferenças significativas utilizando ou não o Penetron ( $p = 0,503$ ) para os CP na cura ataque e tempo de cura 300 dias.
Ataque	420	Há diferenças significativas entre os concretos com e sem Penetron na cura ataque no tempo 420 ( $p = 0,000$ ).

Fonte: Elaborado pela autora.

A presença do Penetron não influenciou a resistência dos CP referência aos 30, 60 e 300 dias de cura. Sendo que aos 240 dias de cura, de acordo com o teste ANOVA, há diferenças significativas entre os concretos com e sem Penetron na cura referência ( $p = 0,001$ ). Desta maneira, o Penetron influenciou nos resultados para T1, sendo a média das resistências igual a 14,9 MPa (+/- 0,5) para T1R, enquanto que para os CP com Penetron (T1RP), a média foi 19,3 MPa (+/- 0,0). Neste contexto, pode-se afirmar que aos 240 dias a resistência de T1RP foi 29,5% maior que a resistência de T1R.

O Penetron na mistura das amostras que foram para o ambiente ataque não influenciou na resistência à compressão nos tempos de cura 60 e 300 dias. Sendo que, com base no teste ANOVA há diferenças significativas entre os concretos com e sem Penetron na cura ataque no tempo 30 ( $p = 0,011$ ), 240 ( $p = 0,007$ ) e 420 dias ( $p = 0,000$ ). Neste contexto, para os exemplares que ficaram em contato com o lixiviado, o Penetron influenciou nos resultados para T1 no tempo de cura 30 dias, onde a média das resistências dos T1A foi 13,4 MPa (+/- 0,5), enquanto que para os CP com Penetron (T1AP), a média foi 16,5 MPa (+/- 0,8). Comportamento similar aos 240 dias, quando a média das resistências de T1A ficou igual a 16,6 MPa (+/- 1,3), enquanto os exemplares T1AP obtiveram média de 23,2 MPa (+/- 0,5). Por fim, houve a maior diferença entre os resultados no tempo de cura 420 dias, quando a média das

resistências dos T1A ficou 19,3 MPa (+/- 2,0), e as amostras T1AP apresentaram média de 26,1 MPa (+/- 1,5).

Os exemplares após o rompimento foram analisados visualmente, sendo que a Figura 48 mostra o interior dos concretos após a ruptura.

Figura 48 – Amostras aos 420 dias de cura: a) T1AP, amostra que estava no tanque com lixiviado que contém Penetron. b) T1A, amostra que também estava no tanque com lixiviado, mas não contém Penetron.



Fonte: Foto da autora.

Aos 420 dias de cura notou-se que a penetração do lixiviado nas amostras que continham penetron foi apenas de 5 mm, enquanto das amostras T1A a penetração variou de 25 mm e 50 mm, dependendo da interface. Sendo assim, esse produto se mostrou eficaz quanto a impermeabilização do concreto frente a líquidos.

Em relação a resistência apresentada, as amostras que continham o aditivo sempre apresentaram resistência similar ou superior à mistura sem ele. No ambiente ataque a mistura T1AP obteve desempenhos 23,1, 39,8 e 35,2% superiores, nas idades 30, 240 e 420 dias, respectivamente. Para o ambiente denominado como referência apenas na idade de 240 dias os resultados de T1RP ficaram significativamente diferentes de T1R, sendo 29,5% superior.

Os resultados foram diferentes aos encontrados por Hassani et al. (2017). Os autores observaram uma redução de 0,5% e aumento de apenas 11% na resistência

à compressão aos 28 dias, em concretos (a/c igual a 0,6), com o uso de 1% de aditivo, PRAN e PRAH respectivamente, em relação ao peso de cimento.

Já Calvo et al. (2019), observaram que o uso de 0,3% (em peso de cimento) de aditivo PRAH em concreto, aumentou a resistência à compressão do concreto em 19,5% quando comparado com a mistura sem aditivo.

Para as idades de 30 (apenas ambiente referência), 60 e 300 dias, a pesquisa de Pazderka e Hájková (2016) mostrou que a adição deste tipo de aditivo não influenciou a resistência do concreto. Os autores utilizaram dois tipos de aditivos PRAH (2% em relação ao peso de cimento), e os resultados demonstraram que valores da resistência à compressão, aos 28 dias, foram idênticos ao concreto de referência (sem aditivo).

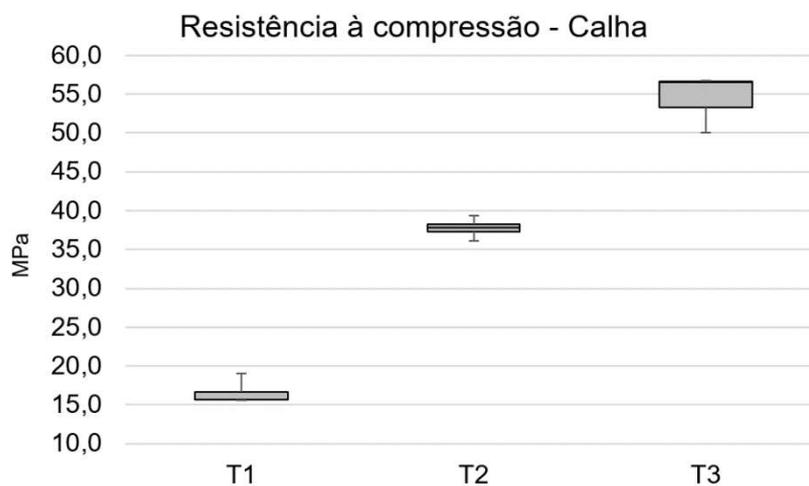
Ainda de acordo com Pazderka e Hájková (2016), em geral os fabricantes de aditivos PRAH declaram que esses produtos não diminuem, mas podem aumentar levemente a resistência à compressão do concreto. Fato que ocorreu neste estudo, onde em 3 idades distintas o T1AP apresentou média significativamente superior ao T1A.

#### 4.2.1.3 Comparação entre amostras da calha e demais ambientes aos 420 dias

Conforme detalhado no Capítulo de Metodologia, ao transcorrer do programa experimental notou-se que o tanque com o lixiviado era estático e estava em constante evaporação, sendo assim, optou-se pela colocação de amostras dos três traços diretamente na calha do aterro sanitário. Neste caso, como os exemplares ficavam diretamente em contato com efluente novo, a hipótese testada foi verificar se este ambiente não se mostrava mais agressivo que o tanque, pois além do fluxo interrompido, ainda existia, no tanque, uma constante evaporação do lixiviado.

Sendo assim, quatro amostras de cada traço (T1, T2, T3) foram acondicionadas na calha Parshall do aterro, ficando constantemente em contato com o fluxo de lixiviado. Estes CP foram retirados do tanque referência aos 240 dias e foram mantidos na calha Parshall até a idade de 420 dias, totalizando 180 dias neste local. Os resultados desses exemplares estão apresentados na Figura 49.

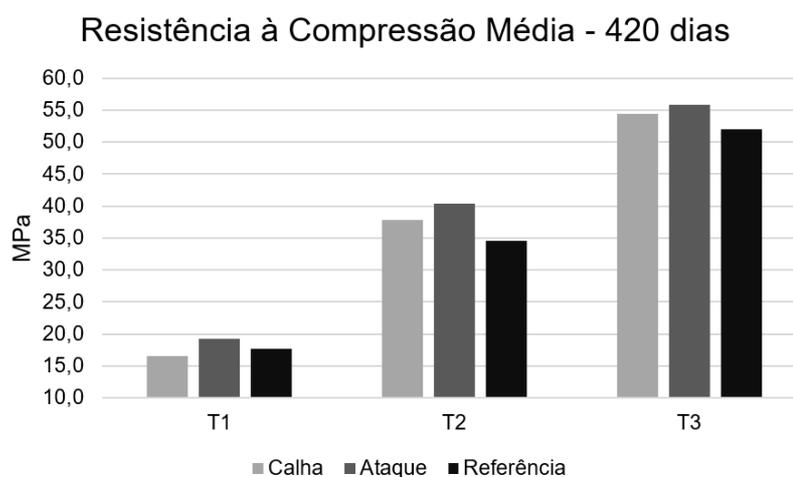
Figura 49 – Gráfico das resistências à compressão apresentadas pelo exemplares de T1, T2 e T3, após 240 dias de cura normatizada e 180 acondicionados na calha do aterro sanitário.



Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme mostra o gráfico, através dos ensaios de resistência à compressão obteve-se resistência média de T1 foi 16,5 MPa ( $\pm 1,7$ ), para T2 o valor obtido foi de 37,8 MPa ( $\pm 1,4$ ) e para o T3 foi igual a 54,4 MPa ( $\pm 3,8$ ). O comparativo dessas médias com as apresentadas para os demais ambientes por T1, T2, e T3 estão apresentados na Figura 50.

Figura 50 – Médias dos resultados obtidos de resistência à compressão por T1, T2 e T3 nos ambientes chamados calha, ataque e referência.



Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme o teste ANOVA, no T1 as amostras que ficaram na calha apresentaram resistência com diferença significativamente inferior as demais ( $p =$

0,008). A análise de Tuckey mostrou que as diferenças significativas estavam entre os valores de resistência à compressão dos CP da Calha *versus* CP Ataque e CP Referência,  $p = 0,025$  e  $p = 0,040$ , respectivamente. Por outro lado, para os Traços T2 ( $p = 0,107$ ) e T3 ( $p = 0,218$ ), não foram obtidas diferenças significativas referente ao CP da Calha e CP Ataque. Resumidamente pode-se concluir, então, que os resultados de resistência a compressão alcançados para os CP na calha e no tanque com lixiviado foram similares. Visualmente, pode-se perceber as amostras deixada na calha Parshall na Figura 51.

Figura 51- CP após serem retirados da calha Parshall do aterro sanitário.



Fonte: Elaborado pela autora.

A aparência das amostras que estavam na calha Parshall demonstravam uma camada escura na parte inferior, possivelmente composta por biofilme, por ter ficado em contato direto com o fluxo constante de lixiviado. Essa camada é mais espessa e mais escura do que a apresentada pelas amostras que ficaram no tanque com o lixiviado.

#### 4.2.2 Índice de Vazios, Massa Específica e Absorção de Água

Os valores obtidos pelos três traços, nos ambientes referência e ataque, para os índices físicos de absorção de água, índice de vazios e massa específica estão apresentados na Tabela 6.

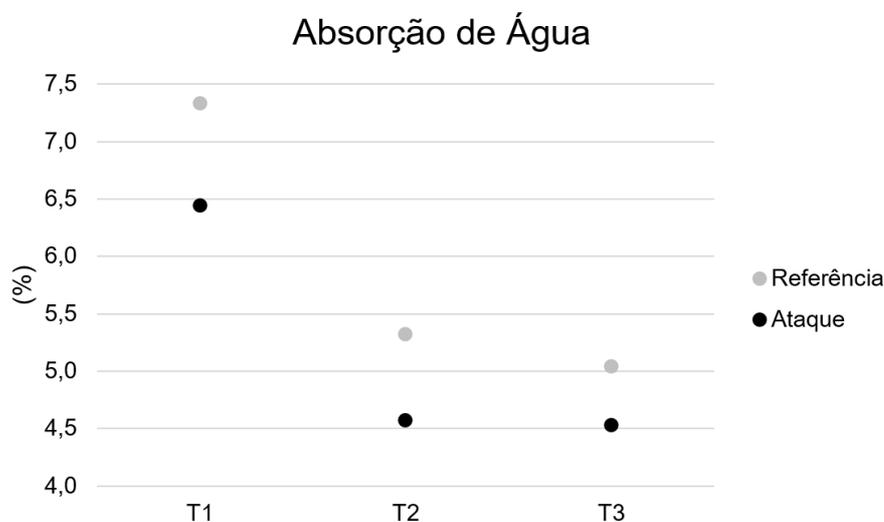
Tabela 6 – Resultados obtidos no ensaios de índice de vazios, massa específica e absorção de água realizados nas amostras na idade de 420 dias.

Amostra	Absorção de água	Índice de Vazios	Massa Específica amostra seca	Massa específica amostra saturada	Massa específica real
T1R – 1	7,40	16,39	2,21	2,38	2,647
T1R – 2	7,36	16,21	2,20	2,36	2,627
T1R – 3	7,23	15,96	2,21	2,37	2,629
T1A – 1	6,54	14,58	2,23	2,38	2,611
T1A – 2	5,99	13,70	2,29	2,42	2,650
T1A – 3	6,81	15,11	2,22	2,37	2,614
T2R -1	5,04	12,45	2,47	2,60	2,822
T2R -2	5,63	13,23	2,35	2,48	2,708
T2R -3	5,29	12,10	2,29	2,41	2,601
T2A – 1	4,30	10,36	2,41	2,52	2,690
T2A – 2	4,91	11,74	2,39	2,51	2,708
T2A – 3	4,51	10,85	2,40	2,51	2,696
<b>T3R – 1</b>	<b>1,73</b>	<b>4,09</b>	<b>2,36</b>	<b>2,40</b>	<b>2,459</b>
T3R – 2	4,93	11,72	2,38	2,50	2,694
T3R – 3	5,15	12,22	2,37	2,50	2,704
T3A – 1	4,44	10,54	2,37	2,48	2,651
T3A – 2	4,61	11,00	2,38	2,49	2,678
<b>T3A – 3</b>	<b>1,09</b>	<b>2,60</b>	<b>2,38</b>	<b>2,40</b>	<b>2,440</b>

Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados apresentados pelas amostras T3R – 1 e T3A – 3 (grifados em vermelho na tabela) não foram utilizados para a realização da média pois não se apresentam coerentes com os demais resultados, indicando algum erro na realização do ensaio. A Figura 52 é alusiva aos resultados da média da absorção de água para os distintos traços.

Figura 52 – Gráfico da média da absorção de água apresentadas pelas amostras na idade de 420 dias de cura.

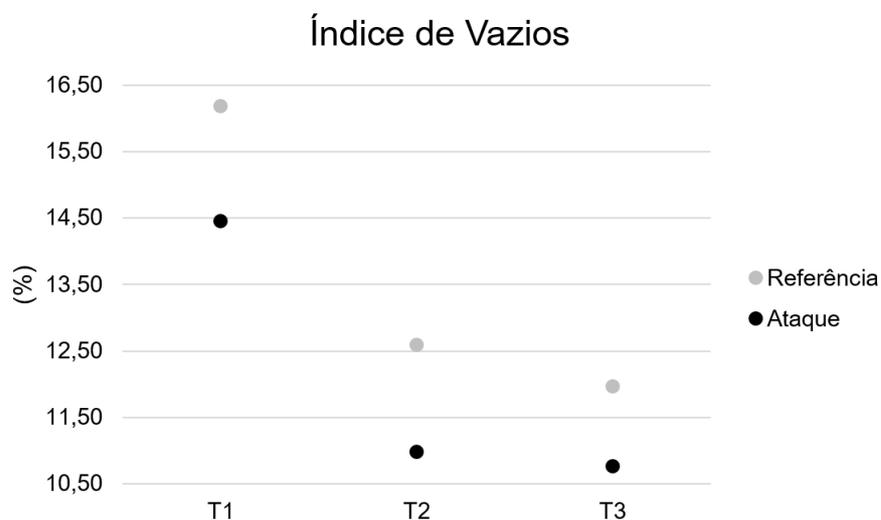


Fonte: Elaborado pela autora.

Com base nos resultados da absorção de água, nota-se que os CP que ficaram no tanque com o lixiviado apresentaram valores menores do que os que foram mantidos no ambiente referência. Os traços também obtiveram uma relação decrescente com os valores de consumo de cimento, apresentando para maiores consumos, menores valor de absorção de água. O traço 1, com menor resistência à compressão, apresentou o maior valor de absorção de água. Tendo o T2 com valores intermediários e o menor foi para T3, que possui maior resistência à compressão.

Comparando-se T1, T2 e T3, do ambiente referência e atacado, tem-se a redução de 12,10%; 14,04% e 10,12%, respectivamente. Demonstrando que o contato com o lixiviado diminuiu a absorção de água dos concretos. Fato que confirma o verificado visualmente e analisado no item 4.2.1 deste trabalho. A Figura 53 mostra os valores médios do índice de vazios para cada traço.

Figura 53 – Gráfico da média do índice de vazios apresentados pelas amostras na idade de 420 dias de cura.

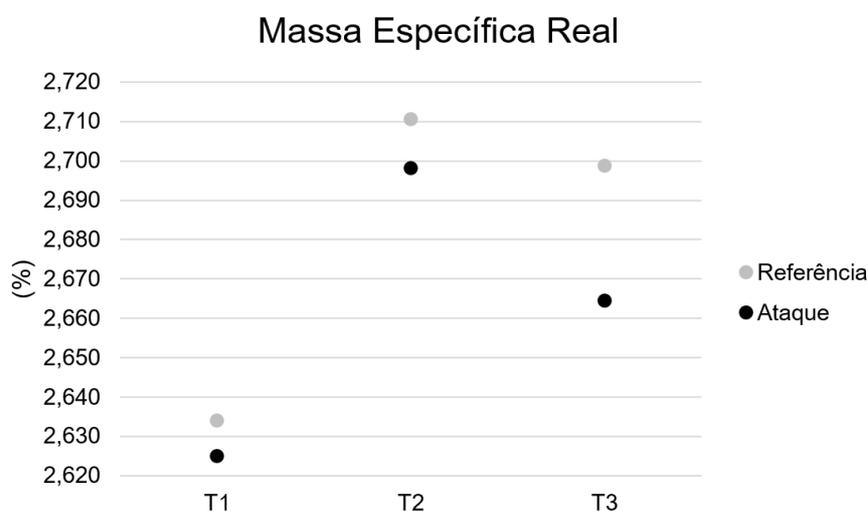


Fonte: Elaborado pela autora.

O comportamento do índice de vazios foi semelhante ao apresentado pela absorção de água, tanto no que tange a diferença entre os traços quanto a diminuição causada pelo contato com o lixiviado. As amostras T1A, T2A e T3A apresentaram diminuição de 10,65%; 12,80% e 10,04%, respectivamente, quando comparadas aos resultados das amostras que ficaram no tanque normatizado.

A presença de vazios no concreto ocasiona a diminuição de sua resistência à compressão. Sendo assim, quanto maior for a presença de vazios menor será a massa específica dos concretos. Entretanto, não é o comportamento que se observa na Figura 54 onde estão apresentadas a massa específica real dos exemplares.

Figura 54 – Gráfico da média da massa específica real apresentadas pelas amostras na idade de 420 dias de cura.



Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados obtidos para massa específica apresentaram comportamento distinto aos demais ensaios, pois o T3, com maior consumo de cimento e resistência, apresentou massa específica inferior à do T2. Os CP T1A, T2A e T3A (Desvios padrões de 0,021, 0,009 e 0,130, respectivamente) apresentaram massa específica com valores muito próximos a T1R, T2R e T3R (Desvios padrões de 0,011, 0,111 e 0,128, respectivamente), não podendo se afirmar que os valores dos atacados foram realmente menores do que os referências.

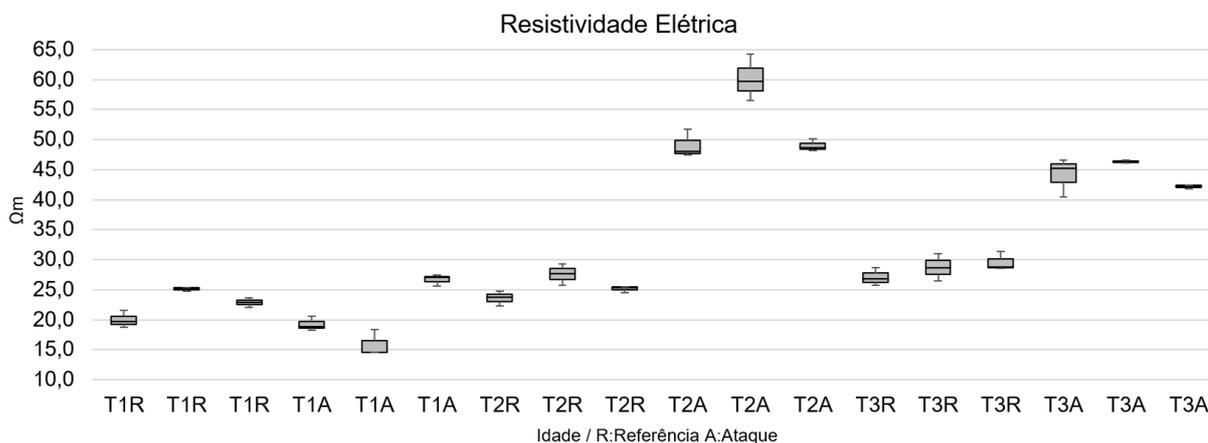
Os valores vão de encontro à pesquisa realizada por Pacheco (2016), onde a massa específica real obtida para as amostras de quatro concretos distintos aponta para uma tendência linear entre os traços, sendo maior a massa específica conforme se aumenta à resistência à compressão dos traços, para a mesma idade de cura dos exemplares. Entretanto, esse estudo também apresentou uma exceção, pois um traço não seguiu esse comportamento.

#### 4.2.3 Água Resistividade Elétrica

A resistividade elétrica pode ser entendida como uma medida da oposição de um material ao fluxo da corrente elétrica. Assim, considera-se que, quanto mais baixa for a resistividade da amostra, mais permeável ele será, pois, a carga elétrica conseguirá passar com mais facilidade. Nesta pesquisa, a resistividade das amostras foram medidas aos 420 dias de cura, sendo que todas foram armazenadas no mesmo

ambiente (na parte interna do laboratório) por 15 dias para que apresentassem a mesma condição de saturação, os resultados estão na Figura 55.

Figura 55 – Gráfico dos resultados obtidos em três CP de cada traço nos diferentes ambientes de cura.



Fonte: Elaborado pela autora.

Quando se analisa os traços referências (T1R, T2R e T3R), nota-se que o comportamento está de acordo com a bibliografia. Silva, Ferreira e Figueiras (2012) afirmam que a resistividade elétrica está diretamente ligada à resistência à compressão, ou seja, quanto mais a resistência do concreto maior também será sua resistividade.

Entretanto, quando se observa os resultados obtidos nos CP do ambiente de ataque, nota-se que os valores não apresentam um comportamento linear. A média das amostras de T1R foi superior à apresentada pelas amostras de T1A, mas, estatisticamente, não há diferenças significativas ( $p = 0,281$ ) comparando os resultados de resistência elétrica para os ambientes de cura referência e atacado.

Já para T2, o CP em ataque apresentou média de resistividade elétrica 107% superior aos que estavam em cura normatizada. O mesmo comportamento foi apresentado para T3, porém o percentual foi menor, sendo em torno de 55%. Para T2 e T3, há diferenças significativas ( $p = 0,000$ ) comparando os resultados de resistência elétrica para os ambientes de cura referência e atacado.

Sendo assim, pode-se dizer que os CP de T2 e T3 que estavam no tanque com lixiviado apresentaram menor porosidade do que os que estavam no ambiente utilizado como referência. O contato com o lixiviado deixou os concretos de T2 e T3 mais impermeáveis, pois quanto maior a resistividade elétrica, menor a

permeabilidade do material. Este fato confirma a hipótese discutida no item 4.2.1 anteriormente, havendo uma indicação de que o lixiviado promoveu o desenvolvimento do biofilme entorno das amostras e em seus poros, não permitindo assim a penetração de água.

Outro aspecto refere-se à relação entre resistividade elétrica e a resistência a compressão. Como estas variáveis estão diretamente ligadas, no seu estudo, Pacheco (2016) confeccionou quatro traços de concretos distintos, os quais apresentaram progressão linear, com linhas de tendências entre 0,94 e 0,98.

Esta afirmação é confirmada por esta pesquisa através das correlações estatísticas realizadas. Considerando a comparação entre os diferentes traços (T1, T2 e T3) para os CP referência, percebe-se que há forte correlação entre os parâmetros resistência a compressão e resistividade elétrica. Obteve-se Correlação de Person igual a 0,773; Tau\_b de Kendall igual a 0,576 e Rô de Sperman igual a 0,800. Resultado similar foi obtido para os CP atacados. Considerando a comparação entre os diferentes traços (T1, T2 e T3) para os CP ataque, percebe-se que há forte correlação entre os parâmetros resistência a compressão e resistividade elétrica. Obteve-se Correlação de Person igual a 0,706; Tau\_b de Kendall igual a 0,272 e Rô de Sperman igual a 0,464.

Neste ponto, verificou-se a possibilidade de estimativa de um método para investigações não destrutivas em concretos que estejam em condições de ambientes agressivos, especificamente para depósito irregular de resíduos sólidos urbanos. Considerando as variáveis e condições desta dissertação, associada as correlações estatísticas determinadas e que não há diferenças significativas entre CP atacados e referência conforme verificado no item 4.2.1 dessa pesquisa, fez-se uma proposta de um modelo de regressão linear. O modelo adota como variável dependente a Resistência a Compressão e como variáveis independentes a resistividade elétrica e o traço utilizado. Os dados do modelo estão apresentados na Figura 56 a seguir.

Figura 56 – Resumo do modelo criado para estimar a resistência dos concretos em contato com o lixiviado.

Resumo do modelo					
Modelo	R	R quadrado	R quadrado ajustado	Erro padrão da estimativa	
1	,976 <sup>a</sup>	,953	,951	3,32457	

a. Preditores: (Constante), Resistividade, Traço

ANOVA <sup>a</sup>						
Modelo		Soma dos Quadrados	df	Quadrado Médio	Z	Sig.
1	Regressão	11387,420	2	5693,710	515,140	,000 <sup>b</sup>
	Resíduo	563,690	51	11,053		
	Total	11951,110	53			

a. Variável Dependente: Resistencia  
b. Preditores: (Constante), Resistividade, Traço

Coeficientes <sup>a</sup>						
Modelo		Coeficientes não padronizados		Coeficientes padronizados	t	Sig.
		B	Erro Padrão	Beta		
1	(Constante)	-1,481	1,405		-1,054	,297
	Traço	16,169	,633	,887	25,528	,000
	Resistividade	,194	,042	,162	4,656	,000

a. Variável Dependente: Resistencia

Fonte: Dados extraídos do Software SPSS.

Assim, considerando o modelo com  $p = 0,000$  e  $R^2$  ajustado de 0,951, a Equação 5 apresenta as variáveis deste.

$$\text{Equação (5)} \quad R = -1,481 + (T \times 16,169) + (RE \times 0.194)$$

Onde: “R” é a resistência à compressão; “T” é o traço utilizado e “RE” é a resistividade elétrica obtida através do ensaio.

Conforme, anteriormente referenciado, este tipo de modelo serve para investigações de campo em áreas contaminadas por resíduos sólidos. Estima-se que considerando o traço T1 como concreto executado sem nenhum controle tecnológico, T2 como sendo um concreto usinado e T3 como um concreto de alta resistência e/ou pré-moldado, associado a avaliação de resistividade elétrica, utilizando equipamento; não há necessidade de extração de CP na área e tão pouco, necessidade de execução de ensaios destrutivos para determinação da real resistência à compressão das estruturas de concreto.

Obviamente, esse modelo estimado se mostrou adequado para as condições dessa pesquisa e não foi validado em campo, merecendo mais estudos para confirmação das possibilidades aqui mencionadas. Embora isso, trata-se de um modelo potencial já que possibilita uma avaliação simplificada, rápida e não destrutiva de estruturas de concreto construídas em áreas caracterizadas por esta pesquisa.

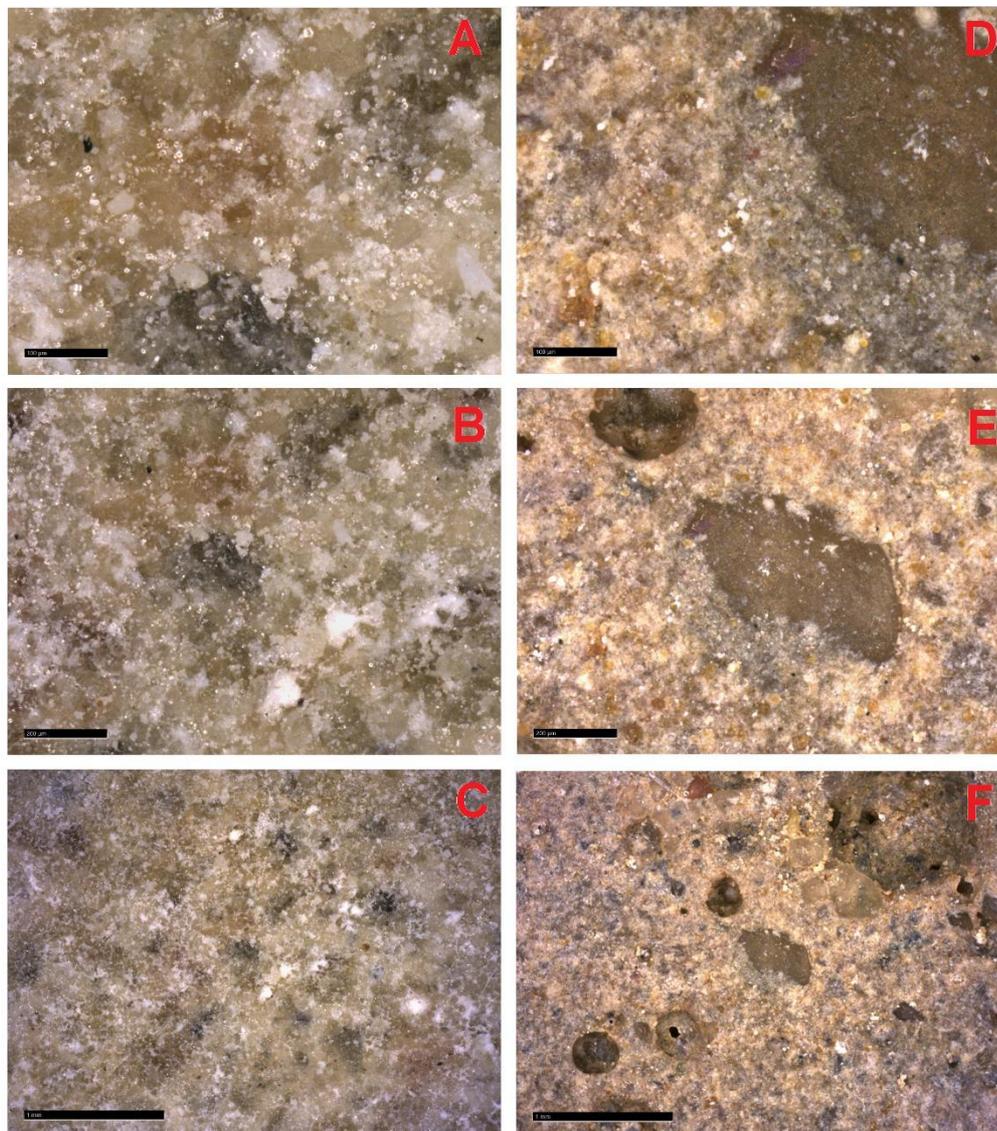
#### **4.2.4 Microscopia Digital**

A realização de imagens através da microscopia digital teve como objetivo avaliar se a superfície e os poros dos concretos, observando se tiveram alguma influência do lixiviado. Nessa análise foram avaliados as amostras prismáticas que ficaram durante 420 dias em cada ambiente, referência e ataque, entretanto, foram avaliados somente os traços T1 (Figura 57) e T3 (Figura 58).

Figura 57 – Imagem da superfície do traço T1 obtidas através de microscopia digital.

A, B, C – Amostra referência. D, E, F – Amostra atacada.

(Escala: A e D – 100 $\mu$ m; B e E – 200  $\mu$ m; C e F – 1 mm).



Fonte: Elaborado pela autora.

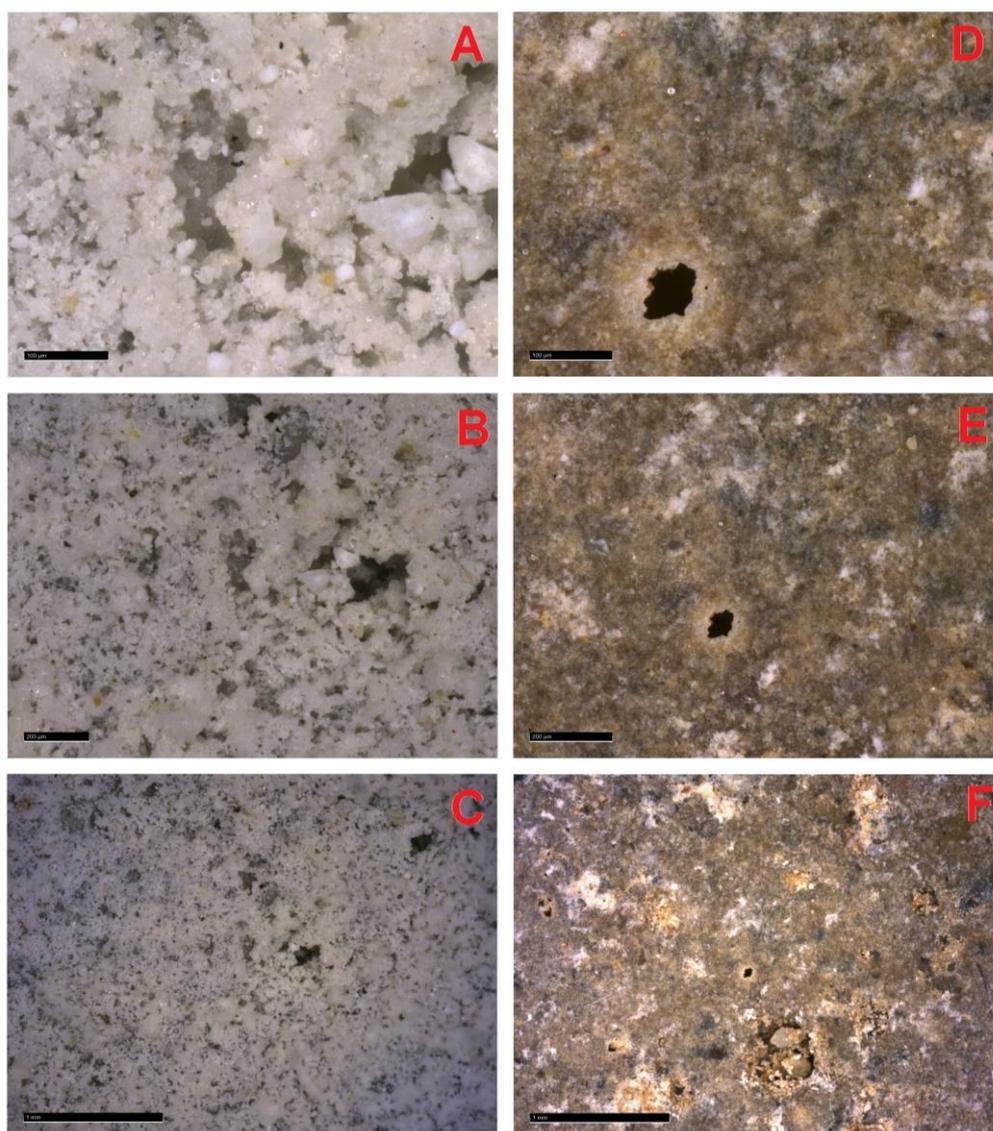
As imagens das amostras de T1R, Figura 57 – A, B e C, mostram que os poros estão preenchidos com um material branco, proveniente da solução de cura, que é saturada de hidróxido de cálcio, esse é altamente solúvel e não apresenta resistência mecânica. Já as de T1A, Figura 57 – D, E e F, apresentam material escuro, derivado do lixiviado, provavelmente sendo biofilme que preencheu os poros e ficou na superfície do concreto, fato que ocasiona a impermeabilidade do concreto, diminuindo a entrada de agentes externos. Esse mecanismo está relacionado a ligação entre os

poros, sendo que concretos com relações de a/c mais elevadas possuem mais poros capilares.

Figura 58 – Imagem da superfície do traço T3 obtidas através de microscopia digital.

A, B, C – Amostra referência. D, E, F – Amostra atacada.

(Escala: A e D – 100 $\mu$ m; B e E – 200  $\mu$ m; C e F – 1 mm).



Fonte: Elaborado pela autora.

Na análise das imagens de T3R, Figura 58 – A, B e C, é facilmente observado os poros do concreto sem a presença de substâncias, a coloração clara da amostra e a delimitação dos das partículas que compõem ela. Já nas de T3A, Figura 58 – D, E, e F, verifica-se que o lixiviado alterou a superfície do concreto, pois os vazios são observados em número bem melhor, e os poros estão preenchidos com material proveniente do lixiviado e é característica a cor escura.

O comportamento foi parecido ao citado por Druga *et al.* (2018), pois no estudo dele a presença de microrganismos não se limitou à superfície dos exemplares, uma vez que o biofilme foi disperso ao longo da frente de corrosão quando pequenas fissuras no material estavam presentes. Indo ao encontro dos relatos de Greegg *et al.* (2017), que relatou que as bactérias podem prosperar nas menores rachaduras no material.

As imagens que foram obtidas vão ao encontro aos resultados apresentados nos ensaios de índice de vazios e absorção de água, avaliados no item 4.2.2, e a potencial presença de biofilme mencionado no item 4.2.1 desta dissertação. O interior seco das amostras atacadas e a diminuição dos valores para índices de vazios e absorção de água, quando comparados às de referência, podem estar relacionados com a presença do possível biofilme que é visto nas imagens da microscopia digital.

#### 4.2.5 FRX

Foram realizados ensaios de FRX nas amostras que ficaram nas curvas referência e ataque e também nas amostras que foram colocadas na calha. Os resultados estão expostos no Quadro 15.

Quadro 15 – Resultados apresentados pela análise de FRX realizada da parte superficial das amostras.

Amostra	Elementos majoritários (>50%)	Menor quantidade (5% < x < 50%)	Elementos Traços (< 5%)
T1R	Ca	Si, Fe	S, K, Ti, Mn, Sr, Zn, Rb
T1A	Ca	Si, Fe	S, K, Ti, Sr, Mn, Zn, Cu
T1CALHA	Ca	Si, Fe	Al, Mg, S, K, Ti, Zr, Mn, Zn, Sr, Cu, Rb
T2R	Ca	Si, Fe	K, Cl, S, Ti, Sr, Mn, Zn, Rb
T2A	Ca	Si, Fe	S, K, Ti, Sr, Mn, Zn, Cu
T2 CALHA	Ca	Si, Fe	S, K, Ti, Sr, Mn, Zn, Cu, Rb
T3R	Ca	Si, Fe	Al, Mg, S, K, Ti, Sr, Mn, Zn, Cu, Rb
T3A	Ca	Si, Fe	Al, Mg, S, K, Ti, Sr, Mn, Zn
T3CALHA	Ca	Si, Fe	Al, Mg, S, K, Ti, Sr, Mn, Zn, Cu, Rb

Fonte: Elaborado pela autora.

Em todas as amostras o elemento majoritário (com percentual superior a 50%) foi o Ca, e os elementos em menor quantidade (entre 5% e 50%) foram Si e Fe, já entre os elementos traços foram recorrentes S, K, Ti, Mn, Sr e Zn.

Quando Cachepa (2017) analisou uma amostra de cimento do tipo CPV-ARI pelo equipamento de FRX, como todas as amostras neste estudo, obteve Ca (57,26%)

como elemento majoritário e Si (14,89%) como elemento em menor quantidade. Já o Fe obteve percentual apenas de 2,41%, sendo inferior ao apresentado aqui. O autor também obteve S, K, Ti e Mn que foram comuns em todas as amostras. Além desses, Cachepa (2017) obteve Al (3,50%), Mg (3,20%), P (0,06%) e Na (1,16%).

O cimento (Portland semelhante ao ASTM C150 III) utilizado por Silva (2017) apresentou em sua composição 64,66% de Ca e 19,45% de Si, obtendo como elementos traços K (0,7%) e S (2,94%) que também foram encontrados neste estudo. Outros que diferenciaram foram Al (4,86%), Mg (0,62%) e Na (0,2%).

No estudo de Passos e Karasek (2018), que também analisou cimento CPV-ARI, as concentrações foram iguais a 60,64% de Ca, 19,17% de Si, 4,32% de Al, 3,98 de Mg, 2,98% de S e 2,72% de Fe.

Já Anjos et al. (2016) utilizou o cimento CP II – F 32, tendo como composição 68,68% de Ca e 14,71% de Si. Os outros elementos foram encontrados em concentrações menores, sendo eles: S (5,48%), Al (4,41%), Mg (2,70%), Fe (2,35%), K (1,26%), Ti (0,33%), Sr (0,05%), Zn (0,04%) e Zr (0,02%).

Os elementos Ca e Si ficaram nas mesmas faixas de concentrações apresentadas pelos autores. Entretanto, o Fe (entre 5 e 50%) ficou bem superior às concentrações apresentadas por Anjos et al. (2016), Cachepa (2017) e Passos e Karasek (2018). Sendo que Silva (2017) nem mencionou este elemento. Para a melhor visualização foram separados os elementos que não estão presentes em todas as amostras, estando estes apresentados no Quadro 16.

Quadro 16 – Elementos químicos que não são comuns nas amostras.

Amostra	Elementos Traços (< 5%)
T1R	Rb
T1A	Cu
T1CALHA	Al, Mg, Zr, Cu, Rb
T2R	Cl, Rb
T2A	Cu
T2 CALHA	Cu, Rb
T3R	Al, Mg, Cu, Rb
T3A	Al, Mg
T3CALHA	Al, Mg, Cu, Rb

Fonte: Elaborado pela autora.

Com base nos dados apresentados no Quadro 16, nota-se que o elemento Rb está presente apenas nas amostras referências e nas amostras da calha, mas estas também permaneceram no ambiente referência durante 240 dias. Sendo assim, este

elemento pode ser proveniente de algum produto utilizado no tanque de cura normatizado, ficando aderido à superfície das amostras. Por exemplo, Moraes, Afonso e Gomes (2015), em seu estudo, analisaram diversas amostras de carbonatos de cálcio, estando presente dentre os contaminantes metálicos o Rb. A contaminação pode ser proveniente de produtos que não possuem grau de pureza tão elevado, estando ligado ao seu processo obtenção.

O Cu esteve presente na maioria das amostras que estiveram em contato com o lixiviado (T1A, T1 CALHA, T2A, T2 CALHA e T3 CALHA) e não está presente nos estudos de Anjos et al. (2016), Cachepa (2017), Silva (2017) e Passos e Karasek (2018), podendo indicar que foi proveniente do contaminante. No entanto, também estava presente na amostra referência do T3.

As amostras T1 CALHA, T3R, T3A e T3 CALHA apresentaram traços dos elementos Al e Mg, que não estão presentes na maioria das amostras, mas é característico do cimento pois também foram encontradas nas análises realizadas por Anjos et al. (2016), Cachepa (2017), Silva (2017) e Passos e Karasek (2018).

A amostra T1 CALHA apresentou o elemento Zr, que também foi mencionado por Anjos et al. (2016). O único elemento que se diferenciou foi o Cl encontrado na amostra T2R, que não foi citado por nenhum autor, não sendo característico da composição do cimento.

Por fim, através da análise de FRX não foi possível identificar nenhuma mudança na composição química das amostras, pois não foram notados elementos que estivessem apenas no ambiente atacado, sendo característicos de substâncias provenientes do lixiviado. Cabe lembrar que nesta análise são mensurados apenas os elementos, e não as alterações que podem ter ocorrido nas suas morfologias cristalinas, já que se refere a um ensaio qualitativo.

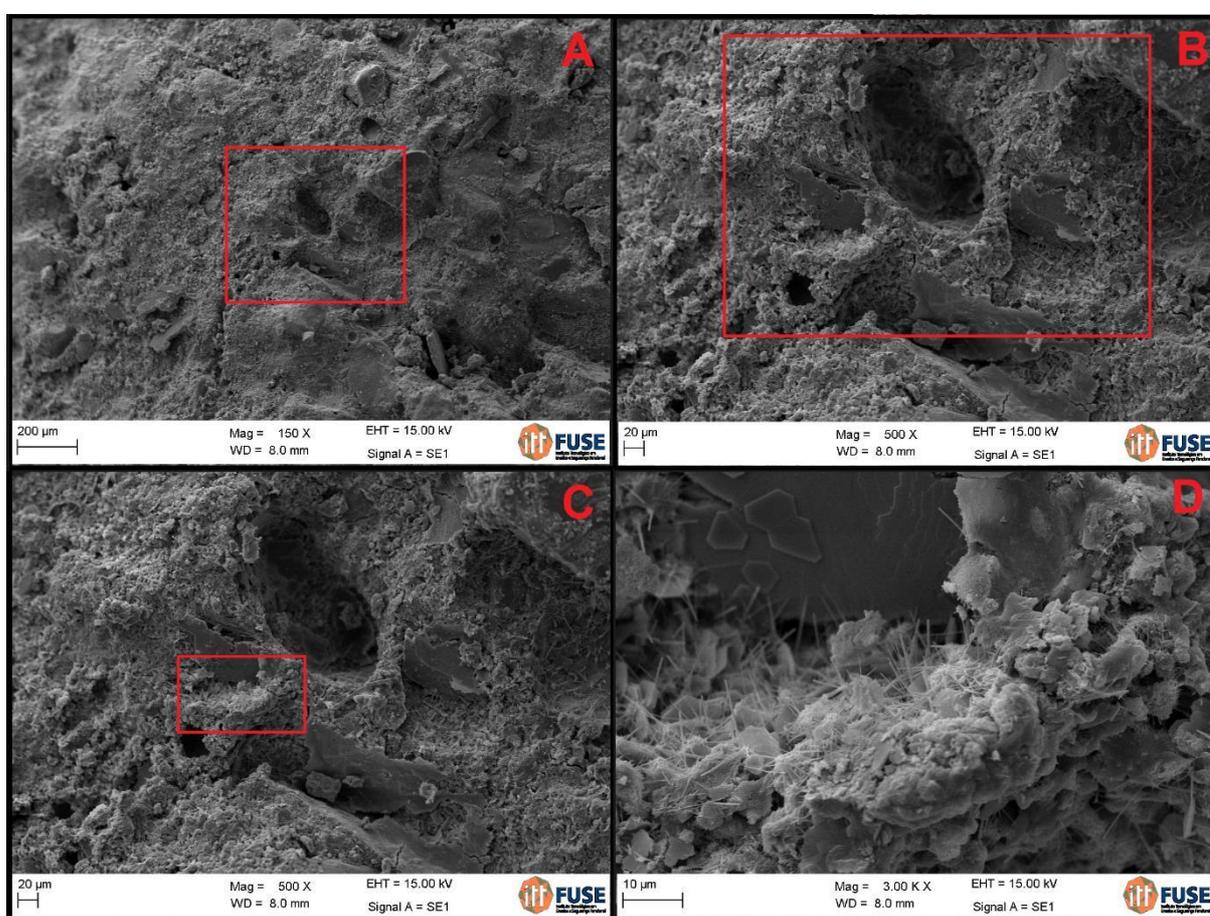
#### **4.2.6 MEV**

As imagens de MEV foram realizadas para os três traços nos diferentes tipos de ambiente, sendo possível comparar a estrutura e verificar as diferenças apresentadas.

As imagens apresentadas na mesma Figura referem-se a mesma amostra, em diferentes escalas. Perceba que são apresentadas amostras nas escalas 10 $\mu$ m, 20 $\mu$ m e 200 $\mu$ m, considerando Mag 150X, 500X, 1.00KX e 3.00KX.

A partir das reações que acontecem durante o processo de hidratação do cimento, a pasta torna-se um material formado basicamente por 3 fases (sólida, poros e água). A fase sólida é composta por partículas de cimento anidro e uma matriz contínua de gel de cimento, esses são os produtos de hidratação do cimento, como os silicatos de cálcio hidratado (C-S-H), o hidróxido de cálcio (C-H), o sulfoaluminato de cálcio hidratado e outras pequenas fases sólidas. (METHA; MONTEIRO,2014). A partir desses conceitos, é possível verificar a Figura 61 referente a amostra Traço T1 CP referência.

Figura 59 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T1R.



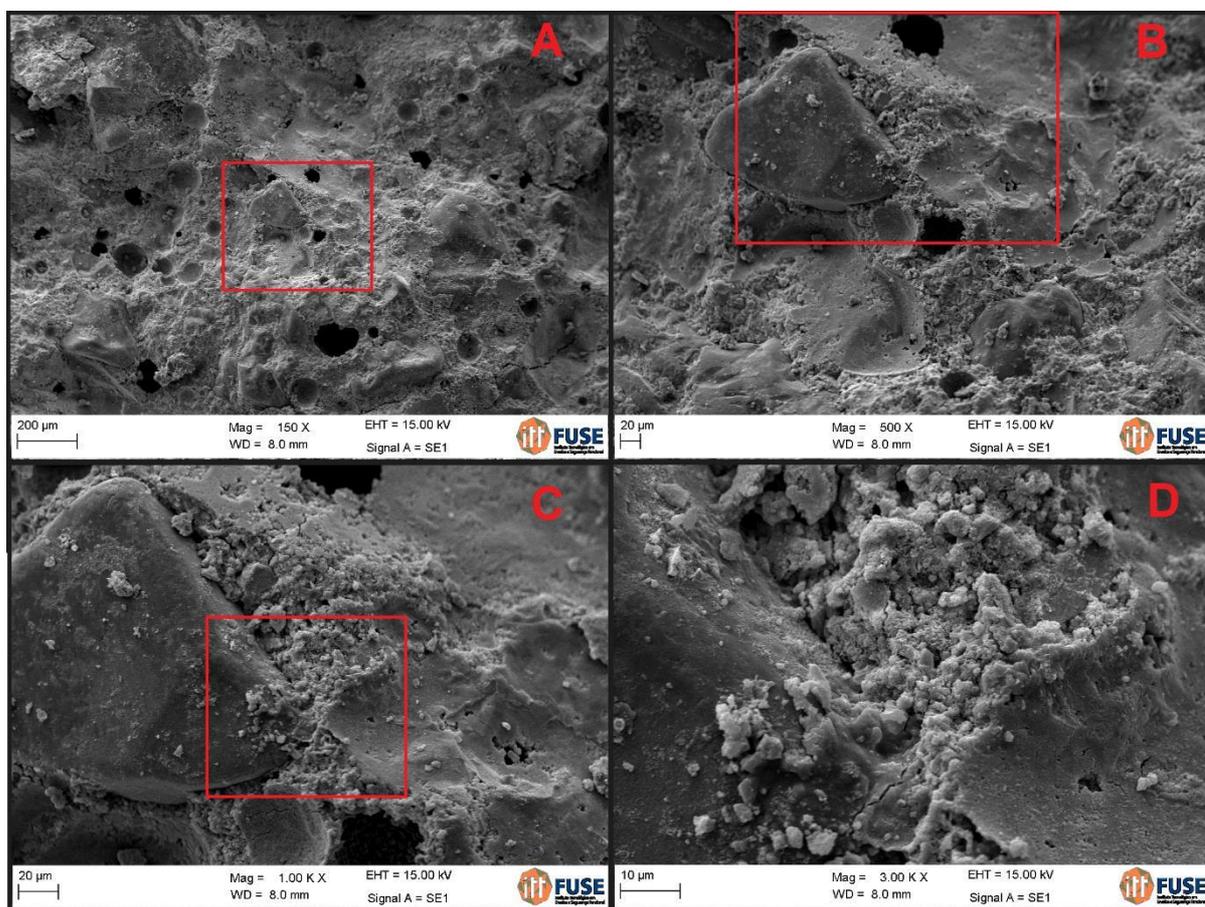
Fonte: Elaborado pela autora.

Analisando as imagens obtidas através do MEV observa-se a presença de agulhas, que podem ser atribuídas à presença de etringita, que também foram observadas no estudo realizado por Carvalho e Almeida (2010) e na pesquisa de Sartori (2013). A etringita é o produto da hidratação dos aluminatos, são cristais em formato de agulhas, grandes e volumosos, com a redução na concentração de sulfato, ela se decompõe, formando o monossulfato. Com a presença de umidade no concreto

já endurecido, a etringita pode recristalizar dentro dos vazios, como poros e microfissuras. (FREITAS e ARTIGAS, 2019).

Já as estruturas hexagonais, depositadas no formato de camadas sobrepostas são características dos cristais de hidróxido de cálcio (Portlandita). Eles são cristais de tamanho grande, representam de 20 a 25% do volume, são responsáveis pelo pH elevado, muito reativo e possuem pouca resistência mecânica. (FREITAS e ARTIGAS, 2019). Essas imagens estão de acordo com o visto nas análises de microscopia digital, pois nela os poros estão preenchidos com um material branco, indicando ser o hidróxido de sódio. Algumas diferenças foram encontradas na amostra do mesmo traço, porém CP atacado, conforme Figura 62 a seguir.

Figura 60 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T1A.



Fonte: Elaborado pela autora.

A comparação entre todos os resultados e a hipótese gerada em função da confecção de cada traço, o que foram confirmados com os resultados obtidos, mostra que o T1 que estava na cura em ataque foi o que visualmente apresentou mais vazios ou poros. Estes poros podem formar uma rede conectada com o exterior que é

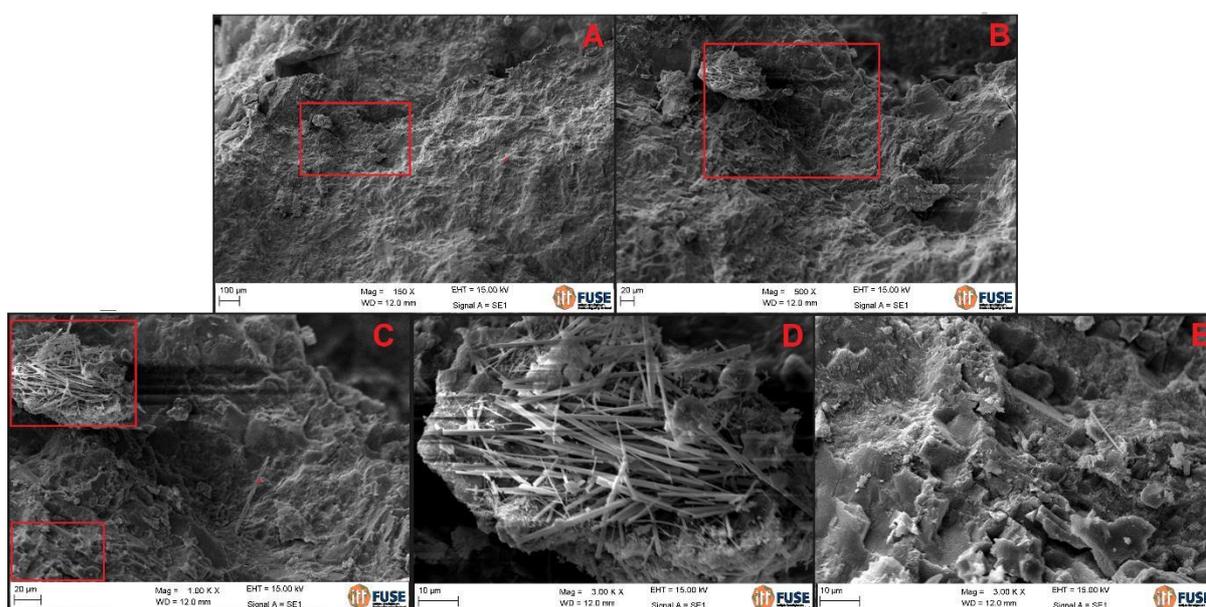
relevante ao processo de transporte de gases, água e substâncias agressivas dissolvidas para o interior. O conceito foi percebido e confirmado por essa pesquisa ao avaliar amostras após o rompimento, mostrando que lixiviado penetrou nas amostras deste traço.

A degradação da pasta de cimento e a corrosão das armaduras está relacionada com a estrutura dos poros, pois ela é o meio de entrada dos mecanismos de degradação. Sendo assim, a resistência a corrosão é aumentada consideravelmente quando diminui-se a quantidade de poros capilares. (RODRIGUES *et al.*, 2011).

Concluindo, é possível perceber diferenças visuais entre CP referência e CP atacado. Enquanto que no CP referência visualiza-se o que parecer ser estruturas de hidróxido de sódio e etringita, no CP atacado não é possível verificar isso claramente. Embora no FRX não seja possível detectar nenhuma diferença na composição química, é necessário a extrapolação destes estudos para verificar possíveis alterações morfológicas e estruturais nessas amostras.

Com relação ao T2, a Figura 61 apresenta o MEV para o CP Referência.

Figura 61 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T2R.

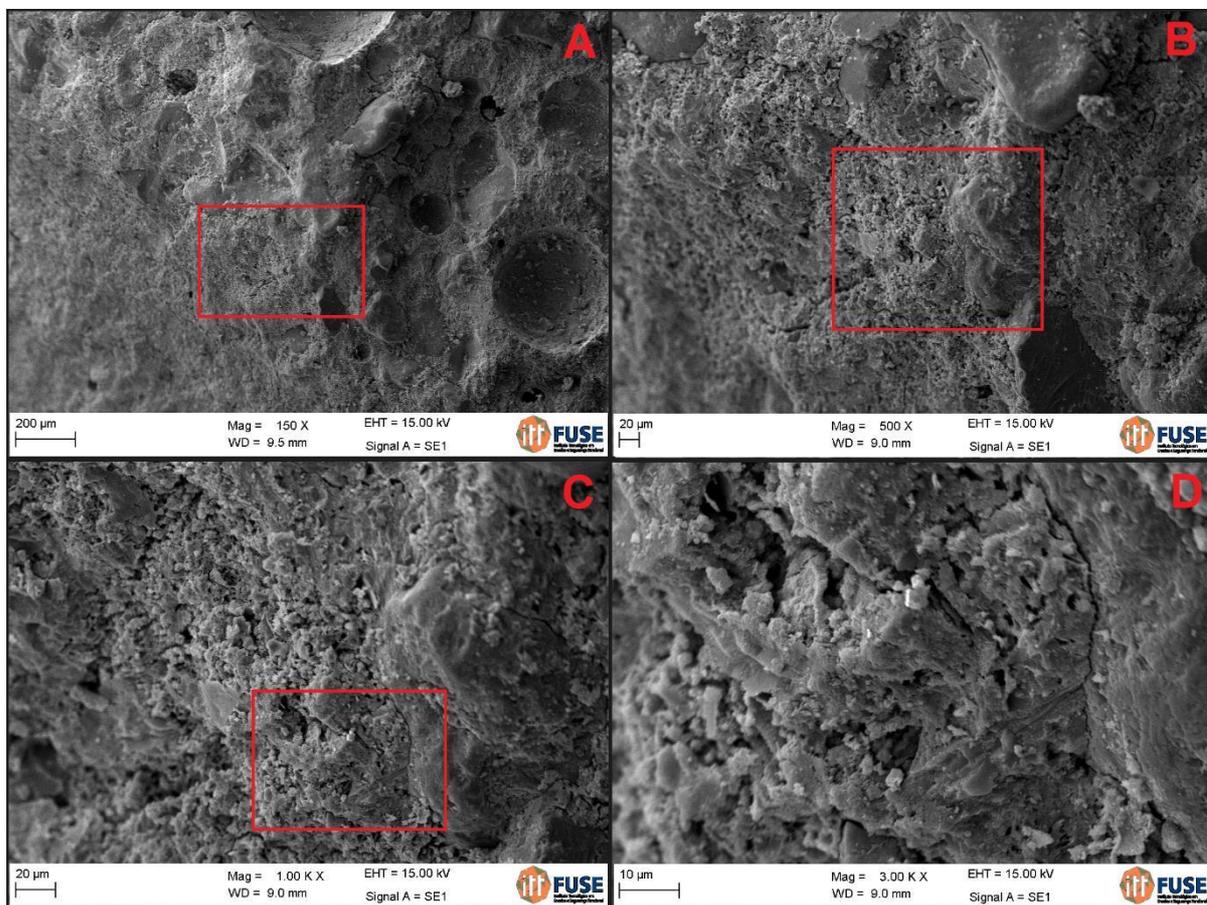


Fonte: Elaborado pela autora.

Nas imagens obtidas por MEV da amostra T2R notou-se a presença de compostos na forma de agulhas, sendo esta a característica apresentada pela

etringita, assim como o T1R. Referente ao traço 2, porém ao CP atacado, a Figura 62 apresenta os resultados obtidos no MEV.

Figura 62 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T2A.



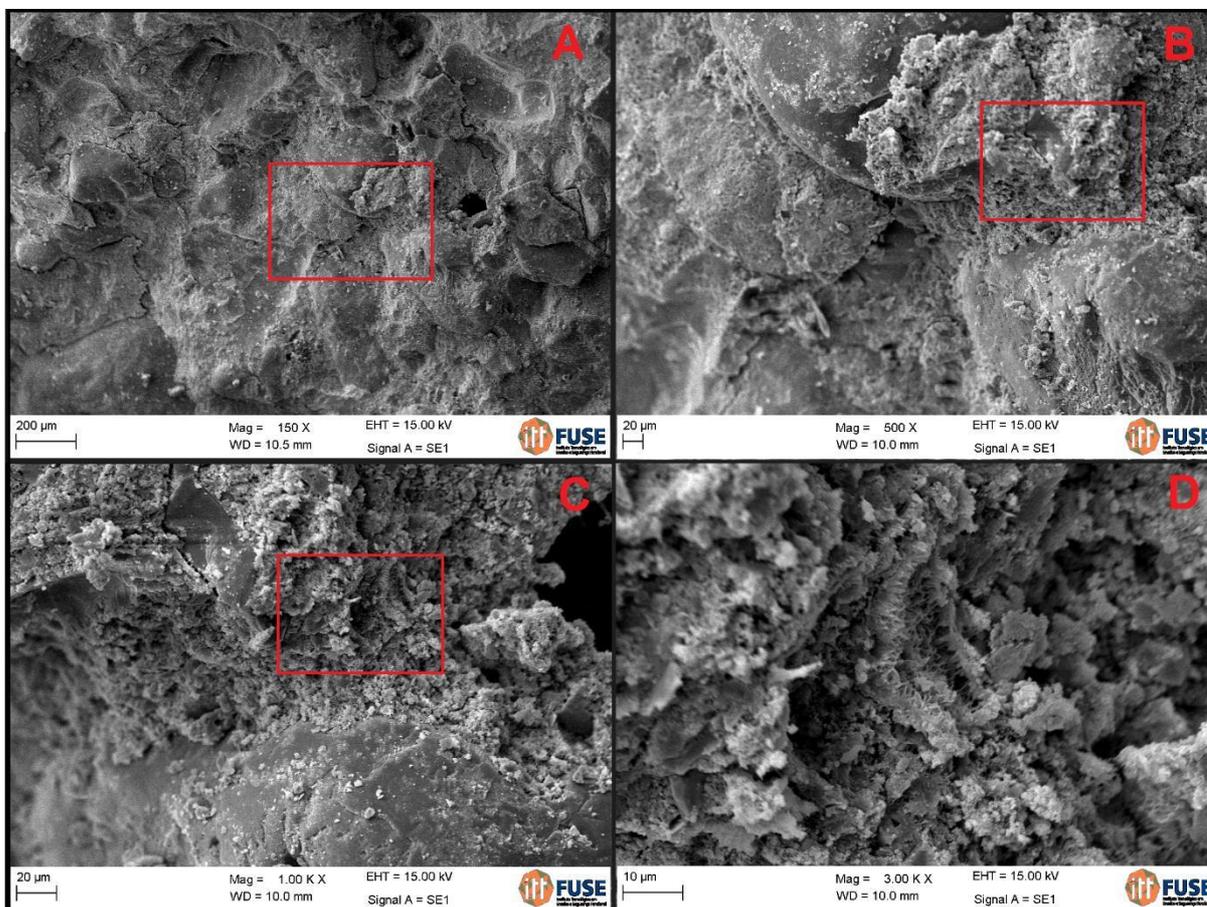
Fonte: Elaborado pela autora.

Na amostra T2A observa-se, visualmente, que existem menos poros do que a amostra T1, e que os poros são superficiais, não havendo ligação poros, conforme descrito anteriormente na análise do T1. Este fato é devido a composição dos traços, sendo ligados a relação a/c e ao consumo de cimento. O T2 possui mais de 20% de consumo de cimento e a sua relação a/c é aproximadamente 20% menor do que T1.

Similar a análise do Traço T1, na imagem MEV apresentada para T2A, não é possível verificar claramente a presença de etringita, como indicado nas imagens de T2R. Da mesma forma, não sendo verificado a presença de cristais de hidróxido de cálcio, que estava presente nas imagens de T1R, o qual é responsável pelo pH alcalino. Notou-se que as partículas não exibem o mesmo aspecto aderido como na amostra referência, pois essa mostra um aspecto mais homogêneo.

Por fim, apresenta-se as imagens do MEV para o T3, considerando os CP referência (Figura 63) e ataque (Figura 64).

Figura 63 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T3R.

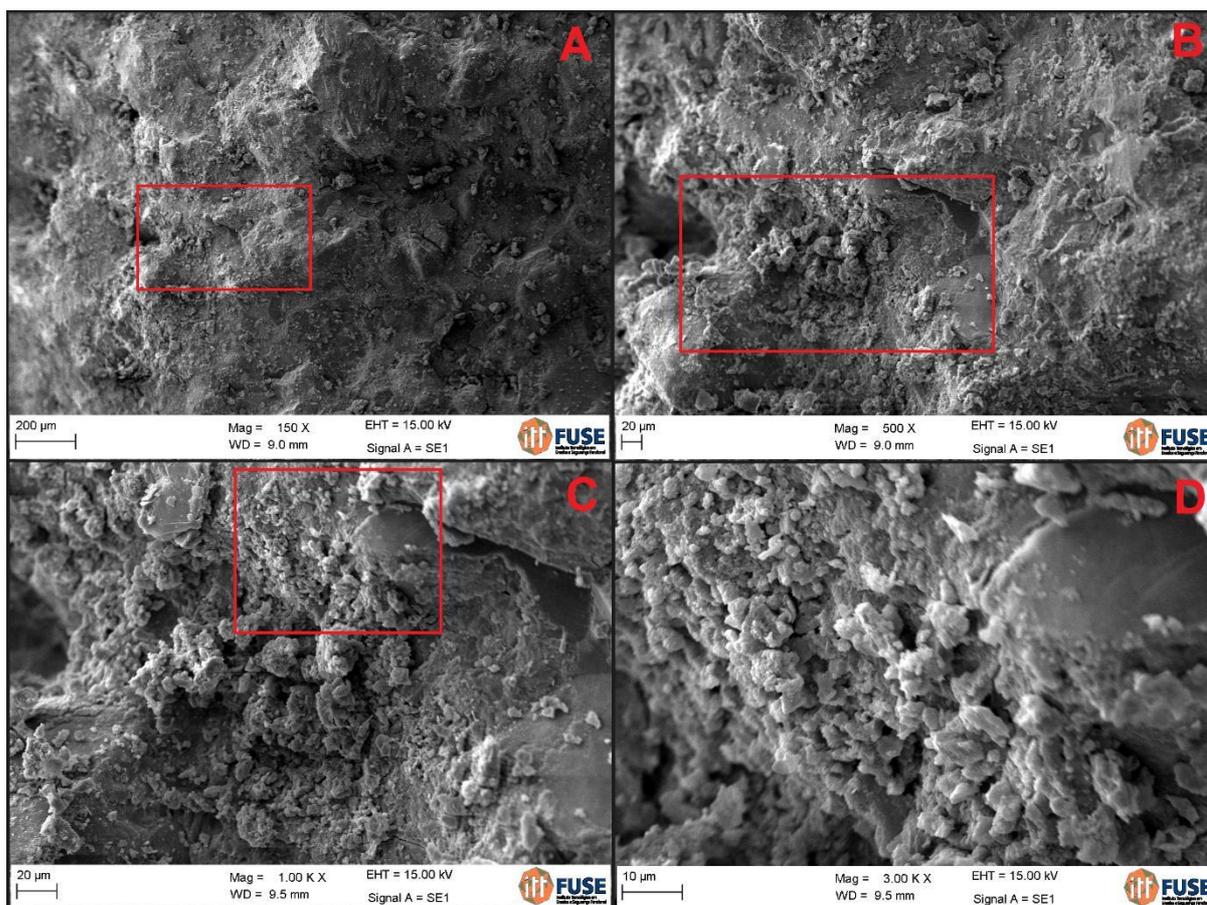


Fonte: Elaborado pela autora.

A superfície do T3 Referência se apresenta sem zona de transição, não sendo notadas áreas vazias e heterogêneas. A pasta de cimento Portland apresenta uma macro estrutura endurecida e homogênea, como pode ser visualizada na Figura 63. Nesta também podem ser observadas estruturas fibrilares, característica dos cristais de sulfato de cálcio hidratado (C-S-H), sendo que a morfologia dos cristais depende das condições de cura. (FREITAS e ARTIGAS, 2019). Essas estruturas são semelhantes as obtidas por Lopes (2016), quem as descreve por ter uma característica esponjosa, e Silva (2001).

Já a imagem da Figura 66, mostra uma superfície pouco densa, não muito agregada, com o aspecto de partículas que não estão aderidas. Da mesma forma que o CP referência, não foram notados poros, fato resultante da baixa relação a/c utilizada do T3. (BATTAGIN, SILVEIRA, 2017).

Figura 64 – Imagens realizadas através do MEV da amostra T3A.



Fonte: Elaborado pela autora.

Quando se compara os 3 traços estudados por esta pesquisa, nota-se que o aspecto, visualizados no MEV, destes são diferentes. Conforme esperado e verificado em outros trabalhos na literatura, deve-se a isto pelo fato da quantidade de cimento e a relação a/c utilizado na mistura. Pois argamassas mais pobres em cimento apresentam características menos coesas. (BATTAGIN, SILVEIRA, 2017).

Especificamente, analisando os CP referência, é possível perceber visualmente o que parecer ser estruturas de hidróxido de sódio e etringita. Ao contrário, nas amostras atacadas estas estruturas não são claramente visíveis no MEV. Possíveis motivos podem estar associados a:

- Tipo de amostrada coletada, já que se avaliou apenas amostras próximas da superfície do concreto. Futuros trabalhos podem estudar diferentes profundidades do concreto, para estimar a penetração do concreto;

- Alterações promovidas pelo lixiviado nos CP, não em relação aos elementos químicos, já que não houve diferenças percebidas na análise de FRX. Mas talvez físicas, já que se verificou potencial presença de biofilme, redução da umidade e absorção de água, além da redução do índice de vazios. Ou, até mesmo, na estrutura cristalina das moléculas;
- A dissolução dos compostos do concreto, já que na amostra de T1R é possível verificar concordância entre as imagens da microscopia digital e o MEV, sendo identificado potencial a presença de hidróxido de cálcio;
- No CP atacado, os compostos (hidróxido de sódio e etringita) podem estar sobrepostos por uma camada de biofilme, que preenche os poros e a superfície do concreto, conforme mostra a microscopia digital.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

### a) Considerações finais sobre o lixiviado

O monitoramento do lixiviado do tanque utilizado como o ambiente “ataque” mostrou que o efluente manteve seu grau de contaminação. Verificou-se que, as variações físico-químicas encontradas, são decorrentes do processo de degradação do lixiviado, processo de evaporação ao longo do tempo e alguma influência da lixiviação dos CP de concreto imersos no tanque.

As concentrações de acidez e de alcalinidade e o valor de pH foram influenciados pela solubilização do hidróxido de cálcio presente nos poros dos concretos. Os parâmetros de DBO e nitrogênio amoniacal apresentaram constante queda em suas concentrações, tendo esse valor acrescido apenas quando foi adicionado um volume de lixiviado novo ao tanque. No caso da DBO este fenômeno foi relacionado a degradação do lixiviado e, para o nitrogênio há indícios de uma relação entre a temperatura ambiente, evaporação do lixiviado e processo de “stripping” da amônia. A turbidez primeiramente demonstrou decréscimo, mas ao transcorrer dos demais ensaios o lixiviado foi evaporando e os solutos foram se concentrando, causando a sua elevação.

### b) Resistência a compressão

Nos ensaios realizados de resistência à compressão, verificou-se que em 70,37% as amostras dos dois ambientes apresentaram resultados significativamente iguais. Em 25,92% desses ensaios as amostras atacadas obtiveram resultados superiores às denominadas referências. E em apenas 3,71% os exemplares referência atingiram resistência a compressão superior aos em ataque.

A resistência à compressão de T1A foi superior a T1R nas idades de 120, 120 e 240. Para T2 a resistência demonstrou o mesmo comportamento, sendo apenas nas idades de 360 e 420. No entanto, o T3R aos 30 dias apresentou resultado diferente, pois a sua média de resistência foi 12,6% superior a T3A. Já nas idades de 90 e 420 dias, T3 apresentou resultados similares à T1 e T2.

Desta maneira, estima-se que o lixiviado não interferiu negativamente na resistência do concreto. Entretanto, é notável que o lixiviado alterou a superfície do concreto, impedindo que a matriz seja penetrada por líquidos. Fato que resultou na

condição seca durante o ensaio, sendo este o principal indício causador do aumento da resistência nos exemplares que estavam no tanque com o lixiviado.

Em relação as resistências apresentadas pelas amostras que continham o aditivo Penetron, elas sempre apresentaram resistência similar ou superior à mistura sem ele. No ambiente ataque a mistura T1AP obteve desempenhos superiores, nas idades 30, 240 e 420 dias, respectivamente. Para o ambiente denominado como referência apenas na idade de 240 dias os resultados de T1RP ficaram significativamente superior à T1R.

No ambiente intitulado com “Calha”, o teste ANOVA mostra que o traço T1 as amostras que ficaram na calha apresentaram resistência com diferença significativamente inferior as demais. Para T2, a análise de Tuckey mostrou que há diferenças significativas entre valores de resistência à compressão dos CP da Calha e os CP Ataque e Referência. Já para T3 não foram obtidas diferenças significativas referente aos ambientes.

c) Índice de vazios, massa específica e absorção de água

Com base nos resultados da absorção de água e índice de vazios, nota-se que os traços obtiveram uma relação decrescente em relação aos valores de consumo de cimento. Comparando esses parâmetros entre os ambientes, tem-se a redução de aproximadamente 12% dos CP atacados em relação ao referência. Sendo assim, verifica-se que o contato com o lixiviado diminuiu a absorção de água e o índice de vazios dos concretos.

Já os resultados obtidos para massa específica apresentaram comportamento distinto aos demais ensaios, pois o T3, com maior consumo de cimento e resistência, apresentou massa específica inferior à do T2 e T1. Os CP do ambiente atacado apresentaram massa específica com valores muito próximos aos que estavam no ambiente referência.

d) Relação Resistência a compressão e resistividade elétrica

Notou-se que, quando se analisa os traços, a resistividade elétrica está diretamente ligada à resistência à compressão. Quando se compara a média das amostras de T1R com as de T1A não há diferenças significativas, comportamento que difere do apresentando por T2 e T3, onde os exemplares em ataque apresentaram média de resistividade elétrica superior aos que estavam em cura normatizada.

Podendo-se dizer que os CP de T2A e T3A apresentaram menor porosidade do que os que estavam no ambiente utilizado como referência.

Avaliou-se os três traços em cada ambiente, verificando-se que há uma correlação forte entre a resistência e a resistividade elétrica, sendo utilizado as correlação de Person, Tau\_b de Kendall e Rô de Sperman. Com base nisso, estimou-se um método para investigações não destrutivas em concretos que estejam em condições de ambientes agressivos através de um modelo de regressão linear. O modelo adota como variável dependente a Resistência a Compressão e como variáveis independentes a resistência elétrica e o traço utilizado.

#### e) Caracterização química, estrutural e morfológica do concreto

Através da análise de FRX não foi possível identificar nenhuma mudança na composição química das amostras, pois não foram notados elementos que estivessem apenas em um ambiente. Frisando que este ensaio é apenas qualitativo, e que nesta análise são mensurados apenas os elementos, e não as alterações que podem ter ocorrido nas suas morfologias cristalinas.

Já nas imagens de microscopia digital nota-se que as amostras de T1R possui poros preenchidos com um material branco, proveniente da solução de cura, que é saturada de hidróxido de cálcio, esse é altamente solúvel e não apresenta resistência mecânica. Já nas imagens de T3R, é facilmente observado os poros do concreto sem a presença de substâncias, a coloração clara da amostra e também a delimitação das partículas que compõem ela. Por outro lado, as amostras T1A e T3A verifica-se que o lixiviado alterou a superfície do concreto, pois os vazios são observados em número bem melhor. Os poros dessas estão preenchidos com material, provavelmente sendo biofilme, que também está na superfície do concreto, fato que promove a impermeabilidade do concreto.

Nas imagens de MEV, é possível perceber que os concretos que estavam no ambiente referência, apresentaram a presença de estruturas similares a etringita, hidróxido de cálcio e C-S-H. Sendo que essas substâncias não foram observadas de forma visual nas amostras que estavam em contato com o lixiviado. Este fato por estar associado a potencial presença de um biofilme que pode estar preenchendo os poros e superfície do concreto não permitindo esta visualização. Ainda nas imagens do MEV, adicionalmente, é possível verificar a porosidade e a coesão dos diferentes

traços de concreto, fatores que influenciam diretamente na durabilidade das estruturas de concreto.

Por fim, conclui-se que para a continuidade deste estudo podem ser realizados programas experimentais que contenham:

- Métodos para a avaliação do biofilme, identificando a microbiota presente e os mecanismos de interação;
- Ambiente controlado, com condições ideais para a proliferação das bactérias, onde sejam mensuradas a entrada e saída de substâncias (líquidos e gases) do processo de degradação do lixiviado;
- Análises de FRX quantitativas, para identificar se houve alterações nos percentuais de cada elemento;
- Análises de Difração de raios x, em que seja possível verificar a morfologia cristalina que compõem as amostras, a fim de diagnosticar a alteração de alguma estrutura;
- No CP, amostragem de diferentes profundidades das amostras, identificando como ocorreu a penetração e como esse mecanismo de ataque interage com os diferentes traços de concreto;
- Validação, em campo (áreas contaminadas por disposição inadequada de resíduos sólidos), do modelo de regressão linear estimado por esta pesquisa.

## REFERÊNCIAS

- ABDIN, Y. *et al.* **Geometrical characterization and micro-structural modeling of short steel fiber composites**. Composites Part A: Applied Science and Manufacturing, 2014.
- ABDOLLAHI, S. *et al.* **Investigating the effects of landfill in Azad-Shahr City on the physicochemical properties of groundwater**. American Journal of Engineering and Applied Sciences, 2019.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 10.007: Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 10004. Resíduos sólidos - Classificação**. [s.l: s.n.]
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 12655: Concreto de cimento Portland - Preparo, controle, recebimento e aceitação - Procedimento**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2015. 23p.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 15575-1: Edificações habitacionais — Desempenho Parte 1: Requisitos gerais**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2013. 71p.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 15900-1:2009 - Água para amassamento do concreto: Água para amassamento do concreto. Parte 1: Requisitos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2009a.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 5738: Concreto - Procedimento para moldagem e cura de corpos de prova**. Versão corrigida. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2016. 9p.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 5739: Concreto - Ensaio de compressão de corpos de prova cilíndricos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2018. 9p.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 6118: Projeto de estruturas de concreto — Procedimento**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2014. 238p.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 7211: Agregados para concreto - Especificação**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2009b.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 7212:2012 - Execução de concreto dosado em central — Procedimento**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2012. 16p.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 8419 - **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1992.

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: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2009c. 4p.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR NM 248: **Agregados - Determinação da composição granulométrica**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2003. 6p.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR NM 52: **Agregado miúdo - Determinação da massa específica e massa específica aparente**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2009d. 8p.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR NM 53: **Agregado graúdo - Determinação da massa específica, massa específica aparente e absorção de água**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2009e. 8p.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR NM 67: **Concreto - Determinação da consistência pelo abatimento do tronco de cone**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas Rio de Janeiro, 1998. 8p.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **Preservação e Técnicas de Amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. NBR 9898. Anais...1987.

ABRELPE (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil – 2020**. São Paulo: ABRELPE, 2020. 52p.

ABREU, A. E. S; VILAR, O. M. **Influence of composition and degradation on the shear strength of municipal solid waste**. Waste Management, v. 68, p. 263-274, 2017.

AĆIMOVIĆ, D. D. *et al.* **Electrochemical oxidation of the polycyclic aromatic hydrocarbons in polluted concrete of the residential buildings**. Environmental Pollution, 2017.

AIKEN, T. A. *et al.* **Resistance of geopolymer and Portland cement based systems to silage effluent attack**. Cement and Concrete Research, 2017.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. Tese. Programa de Pós-Graduação da Universidade de Pernambuco. Recife, 2007. 366 p.

ALTERTHUM, F. **Microbiologia**. 6.ed. Atheneu, 2015.

ANDRADE, S. M. A. **Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG**. 2002.182p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (FEQ/UFU), Uberlândia, 2002.

ANJOS *et al.* **Avaliação Da Atividade Pozolânica De Microssílica Cinza Densificada E Não Densificada**. HOLOS, Ano 32, Vol. 7. pp. 88-99. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte Natal, Brasil. 2016. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/4815/481554871008.pdf>. Acesso em: 08 jan 2021.

APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 23<sup>rd</sup> ed., American Public Health Association, Washington, DC, USA. American Public Health Association, Washington, DC, USA. 2017.

ARAI, T. Introduction. In: BECKHOFF, B.; KANNANGIEBER, B.; LANGHOFF, N.; WOLFF, H. **Handbook of practical X-Ray fluorescence analysis**. 1. ed. Berlin: Springer, 2006.

ASTM (AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS). **ASTM G 57: Standard test method for field measurement of soil resistivity using the Wenner Four-Electrode Method**. West Conshohocken: ASTM International, 2012. 6p.

ATTIOGBE, E. K.; RIZKALLA, S. H. **Response of concrete to sulfuric acid attack**. ACI Materials Journal, 1988.

AYOUB, G. M. *et al.* **Assessment of hydrogen sulphide corrosion of cementitious sewer pipes: A case study**. Urban Water Journal, 2004.

AZIZ, S.Q.; MAULOOD, Y.I. **Contamination valuation of soil and groundwater source at anaerobic municipal solid waste landfill site**. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2015.

BARBOSA, V. L. *et al.* **Activated sludge biotreatment of sulphurous waste emissions**. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2002.

BARLAZ, M. A. *et al.* **Performance of North American Bioreactor Landfills. II: Chemical and Biological Characteristics**. *Journal of Environmental Engineering*, v. 136, n. 8, p. 839-853, 2010.

BASNAYAKE B. F. A. *et al.* **Evaluation of reactivity and inhibitions in municipal solid waste dumpsites and landfills in the humid tropical regions in Sri Lanka**. The 5<sup>th</sup> Asian Pacific Landfill Symposium, Sapporo, 2008.

BATTAGIN, A. F. **Cimento Portland**. *Concreto: Ciência e Tecnologia*, 2011.

BATTAGIN, A. F.; SILVEIRA, A. L. Z. P. **Muito Além do controle tecnológico convencional do concreto**. *Revista Concreto e Construções* – ed. 86. P. 66. Disponível em:

[http://ibracon.org.br/Site\\_revista/Concreto\\_Construcoes/ebook/edicao86/files/assets/basic-html/page66.html](http://ibracon.org.br/Site_revista/Concreto_Construcoes/ebook/edicao86/files/assets/basic-html/page66.html). Acesso em: 03 mar 2021.

BAZZONI, A. *et al.* **The effect of magnesium and zinc ions on the hydration kinetics of C<sub>3</sub>S**. Journal of the American Ceramic Society, 2014.

BERNAL, S. A. *et al.* **Characterization of supplementary cementitious materials by thermal analysis**. Materials and Structures/Materiaux et Constructions, 2017.

BITTENCOURT, C.; PAULA, M. A. S. **Tratamento de água e efluentes: fundamentos de saneamento ambiental e gestão de recursos hídricos**. 1.ed. São Paulo: Érica, 2014. 1 recurso on-line (Eixos. Recursos naturais). ISBN 9788536521770.

BORDIN *et al.* **Estudo do tratamento de lixiviado de aterro sanitário empregando *typha* em *wetlands***. Euro ELECS. São Leopoldo, 2017.

BORTOLIN, J. R. M.; MALAGUTTI FILHO, W. M. **Método da eletrorresistividade aplicado no monitoramento temporal da pluma de contaminação em área de disposição de resíduos sólidos urbanos**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2010.

BRASIL. CONAMA. **Resolução nº 420**, de 28 de dezembro de 2009. Diário Oficial da União nº 249, 2009.

BRASIL. Governo Federal. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Diário Oficial da União, 2010.

BRITTES, B. R. **Mobilidade dos metais Fe, Mn, Cr e Ni nas águas subterrâneas e sedimentos do arroio João Correa, proveniente de área de disposição irregular de resíduos sólidos**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação da Universidade do Vale do Rio do Sinos (UNISINOS). São Leopoldo. 2017. 169p. Disponível em:  
[http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/6725/Bruna%20Regina%20Brittes\\_.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/6725/Bruna%20Regina%20Brittes_.pdf?sequence=1&isAllowed=y). Acesso em: 24 mai. 2019.

BRITTES, B. R. **Mobilidade dos metais Fe, Mn, Cr e Ni nas águas subterrâneas e sedimentos do arroio João Correa, proveniente de área de disposição irregular de resíduos sólidos**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação da Universidade do Vale do Rio do Sinos (UNISINOS). São Leopoldo. 2017. 169p. Disponível em:  
[http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/6725/Bruna%20Regina%20Brittes\\_.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/6725/Bruna%20Regina%20Brittes_.pdf?sequence=1&isAllowed=y). Acesso em: 24 mai. 2019.

BULLARD, J. W. *et al.* **Mechanisms of cement hydration: Cement and Concrete Research**, 2011.

CACHEPA, M. M. **Mitigação da reação álcali-agregado em concreto com o emprego de resíduo de cerâmica vermelha e metacaulim**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação da Universidade do Vale do Rio do Sinos (UNISINOS). São Leopoldo. 2017. 142f. Disponível em:  
<http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/6360/Mois%c3%a9s>

%20M%c3%a1rio%20Cachepa\_.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 24 mai. 2020.

CAETANO, M. O. **Aplicação de reator de chicanas no tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos para remoção de nitrogênio amoniacal por “stripping”**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação da Universidade do Vale do Rio do Sinos (UNISINOS). São Leopoldo. 2009. 170p. Disponível em: <http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/4669/MarceloCaetano.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 20 out. 2019.

CALVO, J. L. G. et al. **Improvement of the Concrete Permeability by Using Hydrophilic Blended Additive**. Materials 12, n. 15: 2384. 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1996-1944/12/15/2384/htm>. Acesso em: 24 mar. 2021.

CARVALHO, L. J.; ALMEIDA, V. C. **Estudo da corrosividade de pastas de cimento com adição de lodo produzido em ETES da indústria têxtil**. INTERCORR 2010, em Fortaleza/CE no mês de maio de 2010. 2010. Disponível em: [https://abraco.org.br/src/uploads/intercorr/2010/INTERCORR2010\\_366.pdf](https://abraco.org.br/src/uploads/intercorr/2010/INTERCORR2010_366.pdf) Acesso em: 27 mar. 2021.

CASCUDO, O.; CARASEK, H. **Ação da carbonatação no concreto**. Concreto: Ciência e Tecnologia. São Paulo: IBRACON, v. 1, 2011. p. 849-887.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. *et al.* **Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos**. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Org.) Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Brasil, Rio de Janeiro: Rima ABES, 2003. 294p.

CERVO, T. C.; BALBO, J. T. **Efeitos Da Forma De Cura De Concretos De Alto Desempenho Em Sua Resistência À Tração Na Flexão**. Laboratório de Mecânica de Pavimentos Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras - água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. BRANDÃO, C. J. *et al.* (Orgs.). SP: CETESB; Brasília: ANA (Agência Nacional de Águas), 2011.

CETESB (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO). **Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no estado de São Paulo**.

CHAVES, L. C. D. **Estudo da Cinética de Formação de Biofilmes em Superfícies em Contacto com Água Potável**. Tese (Doutorado) Escola de Engenharia. Departamento de Engenharia Biológica. Universidade do Minho. 2004.

CINCOTTO, M. A. **Reações de hidratação e pozolânicas**. In: ISAIA, G. C. Concreto: Ciência e Tecnologia, v1, 1 ed., São Paulo: IBRACON, 2011. p. 381-413.

DANTAS, E. R. B, *et al.* **Remoção De Carga Orgânica E Cor Verdadeira De Lixiviado De Aterro Sanitário Utilizando Processo Oxidativo Avançado (Poa)**. III CONAPESC. 2018. Campina Grande – PB.

DAVIS, J. L. *et al.* **Analysis of concrete from corroded sewer pipe**. International Biodeterioration and Biodegradation, 1998.

DE BELIE, N. *et al.* **Experimental research and prediction of the effect of chemical and biogenic sulfuric acid on different types of commercially produced concrete sewer pipes**. Cement and Concrete Research, 2004.

DE MELO, L. A.; SAUTTER, K. D.; JANISSEK, P. R. **Estudo de cenários para o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos de Curitiba**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009.

DEDAVID, B. A.; GOMES, C. I.; MACHADO, G. **Microscopia eletrônica de varredura: aplicações e preparação de amostras – materiais poliméricos, metálicos e semicondutores**. 1.ed. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2007.

DESCHNER, F. *et al.* **Hydration of Portland cement with high replacement by siliceous fly ash**. Cement and Concrete Research, 2012.

DI GIUSEPPE, E. **Nearly zero energy buildings and proliferation of microorganisms: A current issue for highly insulated and airtight building envelopes**. [s.l: s.n.].

DIA, O. *et al.* **Hybrid process, electrocoagulation-biofiltration for landfill leachate treatment**. Waste Management, v.75, p.391-399, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X18300825?via%3Di> hub. Acesso em: 08 maio 2020.

DRUGA, B. *et al.* **Interaction between wastewater microorganisms and geopolymer or cementitious materials: Biofilm characterization and deterioration characteristics of mortars**. International Biodeterioration and Biodegradation, 2018.

DWECK, J. *et al.* **Thermogravimetry on calcined mass basis - Hydrated cement phases and pozzolanic activity quantitative analysis**. Journal of Thermal Analysis and Calorimetry. Anais...2009

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. **Environmental impacts of solid waste landfilling**. Journal of Environmental Management, 1997.

ELMOATY, A. E. M. A. **Four-years carbonation and chloride induced steel corrosion of sulfate-contaminated aggregates concrete**. Construction and Building Materials, 2018.

FAO. **The irrigation challenge: Increasing irrigation contribution to food security through higher water productivity from canal irrigation systems**. IPTRID Issue Paper 4, IPTRID Secretariat, Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, 2003.

FERREIRA, A. G. **Estudo Dos Lixiviados Das Frações Do Aterro Sanitário De São Carops – SP Por Meio Da Caracterização Físico- Química**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos. SP, 2010. 134p. Disponível

em:<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-14072010-105334/publico/AdriGFerreira.pdf>. Acesso em: 06 jun 2020.

FONTANA, M. M., HASSEMER, M. E. N., CÓRDOVA, R. N. **Remoção De Cor De Lixiviado De Aterro Sanitário Através Do Processo Uv/H2o2**. Fórum Latino Americano de Engenharia e Sustentabilidade. Brasília. 2016. Disponível em: <http://pdf.blucher.com.br.s3-sa-east-1.amazonaws.com/engineeringproceedings/eneeamb2016/rs-017-5042.pdf>. Acesso em: 30 Mar 2021.

FREITAS, J. A., ARTIGAS, L. V. **Materiais de Construção**: A estrutura do Concreto. Universidade Federal do Paraná - Setor de Tecnologia - Departamento de Construção Civil. 2019. Disponível em: <http://www.dcc.ufpr.br/portal/wp-content/uploads/2019/07/TC-030-A-estrutura-do-concreto-2019.pdf>. Aceso em: 20 abr 2020.

FUNASA (FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE). **Manual de saneamento**. 2015. [s.l: s.n].

GADOTTI, R. F. **Avaliação da contaminação das águas superficiais e subterrâneas adjacentes ao “lixão” da cidade de São Carlos**. 1997. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997. Disponível em: [https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-26082016-140416/publico/Dissert\\_Gadotti\\_RomeuF.pdf](https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-26082016-140416/publico/Dissert_Gadotti_RomeuF.pdf). Acesso em: 24 out. 2019.

GAYLARDE, C. C. **Biodeterioração do patrimônio cultural**. In: Curso de treinamento em biodeterioração e conservação em museus, bibliotecas e patrimônio cultural. Porto Alegre, 2000.

GILLER, K. E.; WITTER, E.; McGRATH, S. P. **Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agriculture soils**: a review. Soil Biology and Biochemistry. v. 30. p. 1389-1414. 1998.

GOBBO, C. A. **Aplicação da difração de raios x e método de Rietveld no estudo de cimento Portland**. 2009. 203 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do RIO grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre. 2009.

GOMES, L. G. *et al.* **Monitoramento da recirculação de líquidos lixiviados em sistemas de disposição final de resíduos sólidos urbanos**. In: Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades (coletânea de trabalhos técnicos). Prosab, 2002.

GOMES, L. P.; CAETANO, M. O. **Consultoria técnica sobre resultados do monitoramento ambiental e geotécnico do aterro sanitário da CRVC em São Leopoldo**. Relatório 1: Monitoramento do período: Janeiro/Fevereiro/Março de 2018. São Leopoldo, 2018a.

GOMES, L. P.; CAETANO, M. O. **Consultoria técnica sobre resultados do monitoramento ambiental e geotécnico do aterro sanitário da CRVC em São**

**Leopoldo**. Relatório 2: Monitoramento do período: Abril/ Maio/Junho de 2018. São Leopoldo, 2018b.

GOMES, L. P.; CAETANO, M. O. **Consultoria técnica sobre resultados do monitoramento ambiental e geotécnico do aterro sanitário da CRVC em São Leopoldo**. Relatório 3: Monitoramento do período: Julho/Agosto/Setembro de 2018. São Leopoldo, 2018c.

GOMES, L. P.; CAETANO, M. O. **Consultoria técnica sobre resultados do monitoramento ambiental e geotécnico do aterro sanitário da CRVC em São Leopoldo**. Relatório 4: Monitoramento do período: Outubro/Novembro/Dezembro de 2018. São Leopoldo, 2019a.

GOMES, L. P.; CAETANO, M. O. **Consultoria técnica sobre resultados do monitoramento ambiental e geotécnico do aterro sanitário da CRVC em São Leopoldo**. Relatório 5: Monitoramento do período: Janeiro/Fevereiro/Março de 2019. São Leopoldo, 2019b.

GOMES, L. P.; CAETANO, M. O. **Consultoria técnica sobre resultados do monitoramento ambiental e geotécnico do aterro sanitário da CRVC em São Leopoldo**. Relatório 6: Monitoramento do período: Abril/Maio/Junho de 2019. São Leopoldo, 2019c.

GOMES, L. P.; *et al.* **Avaliação ambiental para definição de plano de recuperação de área degradada no município de São Leopoldo - RS – PRAD J Corrêa**. São Leopoldo, 2016.

GOMES, L. P.; MARTINS, F. B. **Projeto, implantação e operação de aterros sustentáveis de resíduos sólidos urbanos para municípios de pequeno porte**, c. 3. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coord.). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

GONÇALVES, R. F. (Coord.) **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro. ABES, Rima, 2003. 438 p.

GROSH, C. J. **Analysis of Florida MSW landfill leachate quality**. Environmental Engineering, 1998.

GUETTAF, M.; MAOUI, A.; IHDENE, Z. **Assessment of water quality: a case study of the Seybouse River** (North East of Algeria). Applied Water Science, 2017.

GUTBERLET, T.; HILBIG, H.; BEDDOE, R. E. **Acid attack on hydrated cement – effect of mineral acids on the degradation process**. Cement and Concrete Research, v. 74, p. 35-43, 2015.

HASPARYK, N. P. **Investigação de concretos afetados pela reação álcali-agregado e caracterização avançada do gel exsudado**. 326p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre. 2005.

HERISSON, J. *et al.* **Toward an accelerated biodeterioration test to understand the behavior of Portland and calcium aluminate cementitious materials in sewer networks.** International Biodeterioration and Biodegradation, 2013.

HOPPE FILHO, J. *et al.* **Degradação do concreto de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) por ácido sulfúrico biogênico.** Revista ALCONPAT, 2014.

IBRAHIN, F. I. D.; IBRAHIN, F. J.; CANTUÁRIA, E. R. **Análise ambiental: gerenciamento de resíduos e tratamento de efluentes.** São Paulo: Érica, 2015. E-book. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788536521497/cfi/0!/4/2@100:0.0>. Acesso em: 24 out. 2019.

IDRISS, A. F. *et al.* **Corrosion of steel reinforcement in mortar specimens exposed to hydrogen sulphide.** Part 1: Impressed voltage and electrochemical potential tests. Journal of Agricultural and Engineering Research, 2001.

INJUK, J. *et al.* **Specimen preparation.** In: BECKHOFF, B. *et al.* Handbook of practical X-Ray fluorescence analysis. 1.ed. Berlim: Springer, 2006.

ISIRI (INSTITUTE OF STANDARDS & INDUSTRIAL RESEARCH OF IRAN). **Physical and chemical quality of drinking water.** 5<sup>th</sup>ed., n.1053, Tehran. (2010). Disponível em: <http://www.isiri.org/std/1053.pdf/>. Acesso em: 04 jul 2019.

JASS, J.; WALKER, J. T. **Biofilms and biofouling. Industrial biofouling - detection, prevention and control.** New York: John Wiley & Sons, 2000. p.1-12.

JIANG, G. *et al.* **Wastewater-enhanced microbial corrosion of concrete sewers.** Environmental Science and Technology, 2016.

JORDANI, Barbara *et al.* **Influência da geometria do corpo de prova no ensaio de resistividade elétrica em concreto.** In: XI Congresso Internacional sobre Patologias e Recuperação de Estruturas, 2015, São Leopoldo. Anais do XI Congresso Internacional sobre Patologias e Recuperação de Estruturas. São Leopoldo: Casa Leiria, 2015.

JUBILADO, N. M. R. **Desenvolvimento de um micro sensor por ultra-som para medição on-line da espessura de um biofilme em ambientes submersos.** FCT – UNL. 2010.

KAWAHIGASHI, F. *et al.* **Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado.** Eng Sanit Ambient | v.19 n.3 | jul/set 2014 | 235-244. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/esa/v19n3/1413-4152-esa-19-03-00235.pdf>. Acesso em: 07 mar 2021.

KAZA, S. *et al.* **What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050.** Urban Development: Washington, DC: World Bank, 2018. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317> License: CC BY 3.0 IGO. Acesso em: 08 dez. 2019.

KIEL, G. **Diversidade bacteriana em biofilmes de superfícies externas e prédios históricos na cidade de Porto Alegre.** Dissertação (Mestrado em Microbiologia

Agrícola e do Meio Ambiente). Universidade Federal do Rio grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre, 2005.

KJELDTSEN, P. *et al.* **Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review.** Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 32, n.4, p. 297-336, out. 2002.

KLEIN, F. B.; GONÇALVES-DIAS, S. L. F.; JAYO, M. **Gestão de resíduos sólidos urbanos nos municípios da bacia hidrográfica do Alto Tietê: uma análise sobre o uso de TIC no acesso à informação governamental.** Revista Brasileira de Gestão Urbana, 2018.

KULAKOWSKI, M. P. **Contribuição ao estudo da carbonatação em concretos e argamassas compostos com adição de sílica ativa.** 2002. 199p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 2002.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. **Geração e características do lixiviado.** In: Resíduos sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.

LIU, J. *et al.* **Understanding the interacted mechanism between carbonation and chloride aerosol attack in ordinary Portland cement concrete.** Cement and Concrete Research, v. 95, p. 217–225, 2017.

LONGE, E. O.; BALOGUN, M. R. **Groundwater quality assessment near a municipal landfill, Lagos, Nigeria.** Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology, 2010.

LOPES, C. S. *et al.* **Influência Da Umidade Nos Resultados Do Ensaio De Resistência À Compressão Em Compósitos Cimentícios.** Anais do 53º Congresso Brasileiro do Concreto. 2011.

LOPES, T. B. **Comparação da microestrutura do concreto autoadensável com o concreto convencional.** Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Tecnologia. Limeira, SP. Disponível em: [http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/320825/1/Lopes\\_TaisBiazao\\_M.pdf](http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/320825/1/Lopes_TaisBiazao_M.pdf) Acesso em 27 mar 21.

LU, S.; LANDIS, E. N.; KEANE, D. T. **X-ray microtomographic studies of pore structure and permeability in Portland cement concrete.** Materials and Structures/Materiaux et Constructions, 2006.

MANZUR, T.; *et al.* **Potential of Carbon Nanotube Reinforced Cement Composites as Concrete Repair Material.** Journal of Nanomaterials, [s.l.], Volume 2016. 10 pages. February. 2016.

MARQUES, R. F. de P. V. *et al.* **Impactos da disposição de resíduos sólidos urbanos na qualidade da água superficial em três municípios de Minas Gerais - Brasil.** Ciência e Agrotecnologia, 2012.

MC-BAUCHEMIE. **Ficha Técnica- Muraplast FK 400** - Aditivo plastificante multifuncional de pega normal. 2019. Disponível em: [https://www.mc-bauchemie.com.br/assets/downloads/products/pt-BR/fichas\\_tecnicas/Muraplast%20FK%20400.pdf](https://www.mc-bauchemie.com.br/assets/downloads/products/pt-BR/fichas_tecnicas/Muraplast%20FK%20400.pdf). Acesso em: 06 jun 2019.

MEHTA, P. K.; BURROWS, R. W. **Building durable structures** in the 21<sup>st</sup> century. Indian Concrete Journal, 2001.

MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. **Concreto**: Microestrutura, propriedades e materiais. 2.ed. São Paulo: IBRACON, 2014. 782p.

MELO JÚNIOR, A. S. **Análise quantitativa do material particulado na região de Campinas através das técnicas de microfluorescência de raios-X e reflexão total usando radiação síncrotron**. Tese (Doutorado em Química) - Unicamp, Campinas, São Paulo, 2007.

MELO NETO, A. A.; HELENE, P. R. L. **Módulo de elasticidade**: Dosagem e avaliação de modelos de previsão do módulo de elasticidade de concretos. 44<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Concreto. 2002. Disponível em: [https://www.academia.edu/1432036/M%C3%B3dulo\\_de\\_elasticidade\\_dosagem\\_e\\_a\\_valia%C3%A7%C3%A3o\\_de\\_modelos\\_de\\_previs%C3%A3o\\_do\\_m%C3%B3dulo\\_d\\_e\\_elasticidade\\_de\\_concretos](https://www.academia.edu/1432036/M%C3%B3dulo_de_elasticidade_dosagem_e_a_valia%C3%A7%C3%A3o_de_modelos_de_previs%C3%A3o_do_m%C3%B3dulo_d_e_elasticidade_de_concretos). Acesso em: 12 mai. 2019.

MELO, F. G. S. **Análise da influência do tempo de cura na resistência à compressão do concreto**. 60p. Dissertação de Mestrado – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Sergipe – Campus Aracaju. 60p. 2017. Disponível em: <https://repositorio.ifs.edu.br/biblioteca/handle/123456789/439>. Acesso em: 15 mar 2021.

MÉNDEZ, N. R. I. *et al.* **Influencia del aterial de cubierta en la composición de los lixiviados de un relleno sanitario**. Ingeniería , v.2, p.7-12, 2002. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46760201>. Acesso em 24 nov 2020.

MERTZ, J. C. **Avaliação do uso combinado de pó de aciaria elétrica (PAE) com resíduo do forno de cal (RFC) na hidratação de pastas de cimento**. 2016. 126p. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). São Leopoldo, 2016. 126p.

METCALF, W.; EDDY, C. **Wastewater engineering**: Treatment and reuse. New York, NY: McGraw Hill, 2016.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 2914/2011**. Diário Oficial da União, 2011.

MIZUMOTO, C. **Investigação da reação álcali-agregado (RAA) em testemunhos de concreto e agregados constituintes**. 2009. 162p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2009.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises Físicas, Químicas e Biológicas no Estudo do Comportamento do Aterro da Muribeca**. Tese (Doutorado) Universidade Federal de Pernambuco, UFPE, p. 232. 2003.

MORAES, M. A. B., AFONSO, J. C., GOMES, L. M. B. **Análise química de carbonatos de cálcio fabricados entre 1902 e 2002**. RQI - 1º trimestre 2015. p. 27-38. Disponível em: <https://www.abq.org.br/rqi/2014/746/RQI-746-pagina27-Artigo-Tecnico.pdf>. Acesso em: 12 abr 2020.

MORAVIA, W. G. **Estudo de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. 2007. 179p. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Belo Horizonte, 2007. 179p.

MORI, T. *et al.* **Interactions of nutrients, moisture and pH on microbial corrosion of concrete sewer pipes**. Water Research, 1992.

MURRAY, P. R.; ROSENTHAL K. S.; PFALLER M. A. **Microbiologia médica**. 7.ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2009.

NATHANSON, J. A. **Land pollution**. Disponível em: <https://academic-eb-britannica.ez101.periodicos.capes.gov.br/levels/collegiate/article/land-pollution/474195> 2010. Acesso em: 25 abr. 2019.

NAVEEN, B. P.; SUMALATHA, J.; MALIK, R. K. **A study on contamination of ground and surface water bodies by leachate leakage from a landfill in Bangalore, India**. International Journal of Geo-Engineering, 2018.

NEVILLE, A. M.; BROOKS, J. J. **Tecnologia do concreto**. 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 448p.

O'CONNELL, M.; MCNALLY, C.; RICHARDSON, M. G. **Biochemical attack on concrete in wastewater applications: A state of the art review**. Cement and Concrete Composites, 2010.

ORTOLAN, V. K. **Avaliação da influência do pH e da força iônica da solução dos poros do concreto na resistência à corrosão da armadura**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). São Leopoldo. 2015. Disponível em: [http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/4956/Vinicius%20de%20Kayser%20Ortolan\\_.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/4956/Vinicius%20de%20Kayser%20Ortolan_.pdf?sequence=1&isAllowed=y). Acesso em: 24 mai. 2020.

PACHECO, F. **Investigação da relação entre os parâmetros de projeto das estruturas de concreto armado visando à durabilidade**. 2016. 193p. Dissertação. Mestrado em Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). São Leopoldo, 2016. 193p. Disponível em: [http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/5364/Fernanda%20Pacheco\\_.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/5364/Fernanda%20Pacheco_.pdf?sequence=1&isAllowed=y). Acesso em: 16 set. 2019.

PASSOS, P. M., KARASEK. H. **Argamassas com resíduos para revestimento isolante térmico de parede pré-moldada de concreto**. Cerâmica. Ed. p.577-588. 2018. Disponível em: <https://www.scielo.br/pdf/ce/v64n372/1678-4553-ce-64-372-577.pdf>. Acesso em: 15 mar 2020.

PAULON, V.; KIRCHHEIM, A. P. **Nanoestrutura e Microestrutura do Concreto Endurecido**. In: ISAIA, G. C. (Org.). *Concreto: ciência e tecnologia*. São Paulo: Ibracon, 2011.

PAZDERKA, J., HÁJKOVÁ, E. **Crystalline admixtures and their effect on selected properties of concrete**. Czech Technical University in Prague, 2016. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/307868370\\_Crystalline\\_admixtures\\_and\\_their\\_effect\\_on\\_selected\\_properties\\_of\\_concrete](https://www.researchgate.net/publication/307868370_Crystalline_admixtures_and_their_effect_on_selected_properties_of_concrete). Acesso em: 05 Jan. 2021.

PENETRON ADMIX. **Ficha Técnica de Produto-2019**. 2019. Disponível em: <https://recursos.penetrone.com.br/MediaCenter/FT%20004%20-%20PENETRON%20ADMIX-REV.14%20-%202013.11.19.pdf>. Acesso em: 07 maio 2019.

PEREIRA, S. S.; CURI, R. C.; CURI, W. F. **Uso de indicadores na gestão dos resíduos sólidos urbanos: parte II - uma proposta metodológica de construção e análise para municípios e regiões: aplicação do modelo**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2018.

PINEDA, S. I. M. **Manejo y disposición de residuos sólidos urbanos**. ACODAL (Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental) – Panamericana. Formas e Impresos, 1998. 98p.

PINHEIRO, N. C. A.; MOCHEL, F. R. **Diagnóstico de áreas contaminadas pela disposição final de resíduos sólidos no município de Paço do Lumiar (MA)**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2018.

PINHEIRO, R. V. N.; LOBÓN, G. S.; SCALIZE, P. S. **Risco de contaminação pela presença de disposição final de resíduos sólidos em bacias de captação superficial de água**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2018.

POHLAND, F.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. EPA/600/2-86/073, U.S. EPA, Cincinnati, 1987.

PORTO, C. A. et al. **Redução de cor e turbidez no pós-tratamento de lixiviado antigo de aterro sanitário por coagulação/floculação/sedimentação**. portal tratamento de água. 2019. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/artigo/pos-tratamento-lixiviado/>. Acesso em: 05 mar. 2021.

PORTO, R. La L. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Edusp, 1991, 411 p. Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v. 3.

POSSAN, E.; DEMOLINER, C. A. **Desempenho, durabilidade e vida útil das edificações: Abordagem geral**. Revista Técnico-Científica, v.1, n.1, 2013.

POVINELLI; ALÉM SOBRINHO, 2009

PREM SUDHA, R.; UMA, R. N.; MURALI, K. **Assessment of groundwater quality using WQI method around Vellalore municipal solidwaste disposal site in Coimbatore, Tamilnadu, India**. International Journal of Chemical Sciences, 2016.

QUADROS, A. V. **Avaliação de remoção de matéria orgânica carbonácea em filtros anaeróbios tratando lixiviado de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio do Sinos (UNISINOS). 143p. São Leopoldo, 2009.

QUEIROZ, L. M. *et al.* **Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.16, p. 403-410, 2011.

RILEM TC 116 PCD. **Permeability of concrete as a criterion of its durability**. Concrete durability – an approach towards performance testing. Materials and Structures, v.32, n.4, p. 174-179, 1999.

RILEM TC 154 EMC. **Electrochemical techniques for measuring metallic corrosion**. Test methods for on-site measurement of resistivity of concrete. Materials and Structures, v.33, p. 603-611, 2000.

RODRIGUES, R.A. *et al.* **Estudo Da Corrosividade De Pastas De Cimento Com Adição De Lodo Gerado Em Estação De Tratamento De Água**. 55º Congresso Brasileiro de Cerâmica, 29 de maio a 01 de junho de 2011, Porto de Galinhas, PE, Brasil. Disponível em: [https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/\\_Public/48/009/48009605.pdf](https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/48/009/48009605.pdf). Acesso em: 04 jul 2020.

SALEH, H. N. *et al.* **Assessment of groundwater quality around municipal solid waste landfill by using Water Quality Index for groundwater resources and multivariate statistical technique: a case study of the landfill site, Qaem Shahr City, Iran**. Environmental Geochemistry and Health, 2019.

SARICIMEN, H. *et al.* **Durability of proprietary cementitious materials for use in wastewater transport systems**. Cement and Concrete Composites, 2003.

SARTORI, B. R. C. **Estudo da carbonatação em concretos com agregado graúdo reciclado de concreto e cinza de casca de arroz**. São Leopoldo, 2013. 118 f. Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, São Leopoldo, RS, 2013. Disponível em: <http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/4107/Bruno%20Rommel%20Cattani%20Sartori.pdf?sequence=1&isAllowed=y> Acesso em 27 mar. 21.

SCHOENELL, E. K. **Aplicação de ozônio e ozônio+peróxido de hidrogênio para remoção de compostos de recalitrantes em lixiviados de aterros sanitários**. 2013. Dissertação. Mestrado em Engenharia Civil. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). 2013. Disponível em: <http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/4229/Elisa%20Kerber%20Schoenell.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 06 dez. 2019.

SCHÖLER, A. *et al.* **Hydration of quaternary Portland cement blends containing blast-furnace slag, siliceous fly ash and limestone powder**. Cement & Concrete Composites, v.55, p. 374-382, 2015.

SCHONS, A., GOMES, L. P., MIRANDA, L. A. S. **Avaliação da eficiência do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico utilizando ozônio**. Estudos Tecnológicos em Engenharia, vol. 12, n. 1, p. 45-55, jul/dez 2018. Acesso em 13 de Março de 2021. Disponível em: [http://revistas.unisinos.br/index.php/estudos\\_tecnologicos/article/viewFile/ete.2018.121.04/60746286](http://revistas.unisinos.br/index.php/estudos_tecnologicos/article/viewFile/ete.2018.121.04/60746286). Acesso em: 13 Mar. de 2021.

SEEWALD, M. M. **Avaliação Da Remoção De Cor E Desinfecção De Lixiviados De Aterro Sanitário Utilizando Ozônio E Peróxido De Hidrogenio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação da Universidade do Vale do Rio do Sinos (UNISINOS). 102p. São Leopoldo. 2013. Disponível em: <http://www.repositorio.jesuita.org.br/bitstream/handle/UNISINOS/4251/Marina%20Medtler%20Seewald.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 24 mai. 2020.

SEGATO, L. M. ; SILVA, C. L. **Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru**. In: Congresso Interamericano De Engenharia Sanitária E Ambiental, 27. Porto Alegre, 2000. Anais...Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 521p. 2000.

SHIRAKAWA, M. A. **Estudo da biodeterioração do concreto por *thiobacillus***. Dissertação. Instituto de Pesquisa Energética e Nucleares (IPEN), Autarquia Associada à Universidade de São Paulo. São Paulo, 1994. 137p

SILVA FILHO, L. C. P. **Durabilidade do concreto à ação de sulfatos: análise do efeito da permeação de água e da adição de microssilica**. Dissertação. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre, 1994. 151p.

SILVA, 2011

SILVA, C. L. *et al.* **Gestão de resíduos sólidos urbanos em capitais brasileiras: alternativas para um modelo de gestão**. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, 2014. p. 118-131.

SILVA, D. A. **Efeitos dos Polímeros HEC e EVA na Microestrutura de Pastas de Cimento Portland**. 2001. 263 f. Tese (Doutorado) – Ciência e Engenharia dos Materiais, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC, 2001. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/81517>. Acesso em: 23 mar 2021.

SILVA, J. D. **Tratamento De Lixiviados De Aterro Sanitário Por Lagoas De Estabilização Em Série** – Estudo Em Escala Piloto. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. 2007. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/90618/251095.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 02 abr 2021.

SILVA, M. J. *et al.* **Resultados Do Ensaio De Resistência À Compressão Em Concretos**. 21º CBECIMAT - Congresso Brasileiro de Engenharia e Ciência dos Materiais 09 a 13 de Novembro de 2014, Cuiabá, MT, Brasil. 2014.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande: ABES, 2001.

SILVA, S. R. **Contribuição ao estudo dos concretos compostos com agregados graúdos de construção e demolição e cinza volante, em diferentes teores de substituição**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais) – Programa de Pós-graduação em Engenharia e Tecnologia De Materiais, PUCRS. 2017. 71f. Disponível em: [http://tede2.pucrs.br/tede2/bitstream/tede/7504/2/DIS\\_SERGIO\\_ROBERTO\\_DA\\_SILVA\\_COMPLETO.pdf](http://tede2.pucrs.br/tede2/bitstream/tede/7504/2/DIS_SERGIO_ROBERTO_DA_SILVA_COMPLETO.pdf). Acesso em 07 jan 2021.

SKALNY J.; MARCHAND J.; ODLER I. **Sulfate attack on concrete**. London: Spon Press, 2002

SNELLINGS, R. *et al.* **Use of X-ray diffraction to quantify amorphous supplementary cementitious materials in anhydrous and hydrated blends cements**. Cement and Concrete Research, v.64, p. 89-98, 2014.

SNSA (SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2018**.

SOUSA, G. G. **Influência Dos Procedimentos De Ensaio À Compressão De Corpos-De-Prova Cilíndricos No Controle De Qualidade Do Concreto**. Universidade Federal De Santa Catarina - UFSC Programa De Pós-Graduação Em Engenharia Civil – PPGEC. 2006.

Souto, G. D. B.; POVINELLI, J. **Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil**. Anais 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2007. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental., 2007.

SOUZA, J. A. R. **Análise das condições de potabilidade das águas de surgências em Ubá, MG**. Ambiente & Água - Interdisciplinary Journal of Applied Science. v.10, n.3, set 2015a.

SOUZA, R. **O conceito de desempenho aplicado às edificações**. São Paulo: EPUSP, 2015b.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. New York: Wiley, 1982. Disponível em: [https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=7kCQch\\_YKoMC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Humus+chemistry:+genesis,+composition,+reactions&ots=Llw\\_I71Wws&sig=Nh\\_ND6DiocmXj87KkrEcjwNfm2o#v=onepage&q=Humus%20chemistry%3A%20genesis%2C%20composition%2C%20reactions&f=false](https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=7kCQch_YKoMC&oi=fnd&pg=PA1&dq=Humus+chemistry:+genesis,+composition,+reactions&ots=Llw_I71Wws&sig=Nh_ND6DiocmXj87KkrEcjwNfm2o#v=onepage&q=Humus%20chemistry%3A%20genesis%2C%20composition%2C%20reactions&f=false). Acesso em: 06 jan. 2019.

SUGIRTHARAN, M.; RAJENDRAN, M. **Ground water quality near municipal solid waste dumping site at Thirupperumthurai, Batticaloa**. Journal of Agricultural Sciences, 2015.

SURANENI, P.; WEISS, J. **Examining the pozzolanicity of supplementary cementitious materials using isothermal calorimetry and thermogravimetric analysis**. Cement and Concrete Composites. p. 273-278. v.83. Out. 2017.

TAYLOR, H. F. W. **Cement chemistry**. 2<sup>nd</sup> ed. London: Thomas Telford, 1997.

TEH, S. H. *et al.* **Hybrid life cycle assessment of greenhouse gas emissions from cement, concrete and geopolymer concrete in Australia**. Journal of Cleaner Production, v.152, p. 312–320, 2017.

UNE (ASSOCIACIÓN ESPAÑOLA DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN). UNE 83952:2008 - **Durabilidad del hormigón. Aguas de amasado y aguas agresivas. Determinación del pH**. Método potenciométrico. Madrid. 2008a.

UNE (ASSOCIACIÓN ESPAÑOLA DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN). UNE 83954:2008 - **Durabilidad del hormigón. Aguas agresivas. Determinación del contenido em ión amonio**. Madrid. 2008b.

UNE (ASSOCIACIÓN ESPAÑOLA DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN). UNE 83955:2008 - **Durabilidad del hormigón. Aguas agresivas. Determinación del contenido em ión magnesio**. Madrid. 2008c.

UNE (ASSOCIACIÓN ESPAÑOLA DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN). UNE 83957:2008 - **Durabilidad del hormigón. Aguas agresivas. Determinación del residuo seco**. Madrid. 2008d.

UNE (ASSOCIACIÓN ESPAÑOLA DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN). UNE-EM 13577 - **Ataque químico al hormigón. Determinación del contenido en dióxido de carbono agresivo em el agua**. Madrid. 2008e.

VAN PRAAGH, M.; MODIN, H. **Leaching of chloride, sulphate, heavy metals, dissolved organic carbon and phenolic organic pesticides from contaminated concrete**. Waste Management, v.56, p. 352–358, 2016.

VAZOLLER, R. F. **Microbiologia e saneamento ambiental**. São Paulo: USP, 2001.

VIEIRA, R. M. *et al.* **Avaliação do desempenho operacional de uma estação de tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais, v.11, n.1, p.131-145, 2020. Disponível em: <http://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/CBPC2179-6858.2020.001.0013/1848>. Acesso em: 15 jan 2021.

VINCKE, E. *et al.* **Influence of polymer addition on biogenic sulfuric acid attack of concrete**. International Biodeterioration and Biodegradation. Anais...2002

WERITZ, F. *et al.* **Detailed depth profiles of sulfate ingress into concrete measured with laser induced breakdown spectroscopy**. Construction and Building Materials, 2009.

WHO. **Guidelines for drinking-water quality. In: Health criteria and other supporting information**. 4.ed. Geneva: WHO, 2011. ISBN: 9789241548151.

WIJESEKARA, S. S. R. M. D. H. R. *et al.* **Fate and transport of pollutants through a municipal solid waste landfill leachate in Sri Lanka**. Environmental Earth Sciences, 2014.

WU, Z. *et al.* **Water quality assessment based on the Water Quality Index method in Lake Poyang**: The largest freshwater lake in China. *Scientific Reports*, 2017. n.7(1), 17999. Disponível em: <https://www-nature.ez101.periodicos.capes.gov.br/articles/s41598-017-18285-y>. Acesso em: 04 nov. 2019. p 1-10.

XAVIER, J. B. *et al.* **Monitorização e modelação da estrutura de biofilmes**. *Boletim de Biotecnologia*. 2002. Disponível em: <https://docs.ufpr.br/~microgeral/arquivos/pdf/pdf/biofilmes.pdf>. Acesso em: 06 maio 2021.

XIAO, Q. H. *et al.* **The deterioration law of recycled concrete under the combined effects of freeze-thaw and sulfate attack**. *Construction and Building Materials*, v.200, 2019. p. 344-355.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, S. F. A. **Gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos**. *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*, 2003.

ZEISS. 2019. Disponível em: [https://applications.zeiss.com/C125792900358A3F/0/F09D96E47388E440C1258407003E6C91/\\$FILE/EN\\_42\\_012\\_254\\_Smartzoom-solutions.pdf](https://applications.zeiss.com/C125792900358A3F/0/F09D96E47388E440C1258407003E6C91/$FILE/EN_42_012_254_Smartzoom-solutions.pdf). Acesso em: 05 dez. 2019.